

Abschätzung der Kohlenstoffspeicherung und –freisetzung in Seen Europas

-Ein Beitrag zur Eingrenzung der fehlenden Senke im globalen Kohlenstoffkreislauf-

Dissertation
zur Erlangung des akademischen Grades
Doktor der Naturwissenschaften (Dr. rer. nat.)

Fachbereich 11 Material- und Geowissenschaften
der Technischen Universität Darmstadt

vorgelegt von
Diplom-Geologe
Martin Kastowski
(geb. in Braunschweig)

Erstreferent: Prof. Dr. Matthias Hinderer
Korreferent: Prof. Dr. Stephan Kempe

Eingereicht am 4.5.2011, Disputation am 7.7.2011

Darmstadt 2011

D17

Vorwort

Die vorliegende Arbeit wurde im Rahmen des Forschungsprojektes „Abschätzung der Kohlenstoffspeicherung und -freisetzung in Seen unter besonderer Berücksichtigung von kleineren Seen und künstlichen Stauräumen: Ein Beitrag zur Eingrenzung der fehlenden Senke im globalen Kohlenstoff-Kreislauf“ erstellt. Die Finanzierung erfolgte durch die Deutsche Forschungsgemeinschaft. Antragsteller und Betreuer waren Prof. Dr. Matthias Hinderer und Dr. Adam Vecsei. Diesen gilt mein besonderer Dank für die geduldige Betreuung, die vielen Hilfen, Korrekturen und Vorschläge zu dieser Arbeit.

Im Laufe der fortschreitenden Arbeit wurden einige Änderungen in der Planung und Durchführung des Projektes notwendig. So konnte Dr. Adam Vecsei, bedingt durch eine berufliche Neuorientierung, die Betreuung der Arbeit nicht mehr leisten. Der Arbeitsort wurde daraufhin von Leipzig nach Darmstadt verlegt. Danken möchte ich darum auch Prof. Dr. Stephan Kempe, der sich bereit erklärte, als Gutachter einzuspringen und Prof. Dr. Werner Ehrmann, der mir temporär auch ohne Arbeitsgruppenzugehörigkeit einen Arbeitsplatz in Leipzig zur Verfügung stellte.

Des Weiteren erwiesen sich einige Vorhaben aufgrund fehlender oder nur schwer zu beschaffender Daten als nicht durchführbar. Die ursprüngliche Absicht, Kohlenstoffakkumulation und CO₂-Entgasung von Stauseen abzuschätzen, konnte innerhalb dieses Projektes nicht verwirklicht werden. Bemühungen in dieser Richtung machten bald deutlich, dass die Datenlage eine ernsthafte Schätzung innerhalb vertretbarer Zeit nicht ermöglichte. Insgesamt nahmen die Datenbeschaffung und Homogenisierung der Daten deutlich mehr Zeit in Anspruch als geplant. Ich möchte allen Personen aufrichtig danken, die Daten zur Verfügung stellten und so diese Arbeit erst ermöglichten. Grundlage zur Realisierung dieses Projektes war die Arbeit, die von zahlreichen wissenschaftlichen Mitarbeitern in verschiedenen Instituten vorgenommen wurden und auf deren Ergebnisse von mir zurückgegriffen wurde.

Ferner möchte ich allen Personen Danken, die durch Korrekturen, Hilfestellungen oder moralische Unterstützung zur Vollendung dieser Arbeit beigetragen haben. Im Besondern meine Eltern, die mich nicht zuletzt auch finanziell immer wieder unterstützt haben, sowie Yasemin Antakyalıoğlu, die nicht nur rechtlichen Beistand geleistet hat.

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis.....	I
Abbildungsverzeichnis.....	III
Tabellenverzeichnis.....	VI
Abkürzungsverzeichnis	VII
Zusammenfassung.....	VIII
Abstract.....	X
1 Einführung.....	1
1.1 Die Bedeutung von Seen innerhalb des globalen Kohlenstoffkreislaufes	1
1.1.1 Der globale Kohlenstoffkreislauf und Ziele der Arbeit.....	1
1.1.2 Kohlenstoffkreislauf in natürlichen und künstlichen Seen.....	7
1.1.3 Rolle von Seen als Verbindungsglied zwischen Atmosphäre, Geosphäre und Biosphäre	10
1.1.4 Stand der Forschung	16
1.2 Das Untersuchungsgebiet	20
1.2.1 Verbreitung verschiedener Seetypen in Europa	20
1.2.2 Regionale Unterschiede – Abgrenzung von Seeregionen	24
2 Aufbau eines GIS zur Bestimmung von See- und Einzugsgebietscharakteristika... 31	
2.1.1 Methodischer Ansatz	31
2.1.2 Verwendete Geodaten	33
2.1.3 Datenaufbereitung und Integration in das GIS.....	35
2.1.4 Berechnung der absoluten Seefläche für Europa	41
3 Kohlendioxid-Transfer zwischen See und Atmosphäre	48
3.1 Grundlagen	48
3.1.1 Methoden zur Ermittlung des Gasaustausches.....	48
3.1.2 Berechnung des CO ₂ -Gasaustausches zwischen Oberflächenwasser und Atmosphäre.....	49
3.2 Daten.....	59
3.2.1 Verwendete Daten.....	59
3.3 Ergebnisse.....	61
3.3.1 Kohlendioxid im Oberflächenwasser	61
3.4 Diskussion der Ergebnisse	86

4	Kohlenstoffsedimentation in Seen.....	89
4.1	Daten.....	89
4.1.1	Indirekte Bestimmung von Akkumulationsraten aus Seestudien.....	90
4.1.2	Räumliche und zeitliche Abdeckung	99
4.2	Ergebnisse.....	102
4.2.1	Durchschnittliche Kohlenstoffakkumulation in Seen.....	102
4.2.2	Zeitliche Variabilität der Kohlenstoffakkumulation in Seen.....	114
4.3	Seeklassen potentieller C-Speicherung.....	126
4.4	Diskussion der Ergebnisse	135
5	Die Bedeutung von Seen innerhalb des Kohlenstoffkreislaufes.....	138
5.1	Kohlenstoffbilanzen von Seen	138
5.2	Die Rolle von Seen in der europäischen Kohlenstoffbilanz	141
6	Literaturverzeichnis.....	143
7	Anhang	152
7.1	Geodaten.....	152
7.2	Lebenslauf	155
7.3	Förmliche Erklärung.....	156

Abbildungsverzeichnis

1-1)	Stärke des <i>radiative forcing</i>	3
1-2)	Veränderung der atmosphärischen Konzentrationen der Treibhausgase CO ₂ , CH ₄ und N ₂ O in den letzten 2000 Jahren	4
1-3)	Der globale Kohlenstoffkreislauf mit den wesentlichen Stoffflüssen	4
1-4)	Vorkommen von DOC und POC in verschiedenen organischen Verbindungen mit den jeweiligen Partikelgrößen	7
1-5)	Verteilung der anorganischen Kohlenstoffspezies in Abhängigkeit vom pH-Wert bei 20° C Wassertemperatur	9
1-6)	Schematische Darstellung des Kohlenstoffkreislaufes eines Seesystems mit den wichtigsten Stoffflüssen	10
1-7)	Entwicklung des Nährstoffangebots (N, P) und des Phytoplanktons am Beispiel des Bodensees	12
1-8)	Schematische Darstellung der wichtigsten C-Stoffflüsse in einem kürzlich gefluteten Stausee	14
1-9)	Limnizität und absolute Anzahl pro 100 000 km ² von natürlichen Seen in den Ländern Europas	21
1-10)	Histogramme der Seehäufigkeiten und Seefläche in Europa gemäß ihrer geographischen Breitenlage	22
1-11)	Verwendungszwecke von großen Stauseen weltweit	23
1-12)	Anzahl der im <i>World Register of Dams</i> aufgeführten Stauseen pro Land und deren Vorkommen pro 100 000 km ²	23
1-13)	Einteilung Europas in ökologische Großregionen anhand unterschiedlicher Faunenbestände in Seen und Flüssen	24
1-14)	Köppen-Geiger-Klimaklassifikation für Europa	25
1-15)	Potentielle Evapotranspiration nach Penman-Monteith in mm/Jahr	26
1-16)	Generalisierte Karte der durchschnittlichen C-Gehalte des Bodens	27
1-17)	Beispiele für die unterschiedliche Intensität der Landnutzung anhand der Länder Deutschland und Finnland	28
1-18)	Lithologische Übersichtskarte Europas	30
2-1)	Schematische Darstellung der Vergrößerung der Auflösung von thematischen und kontinuierlichen Datensätzen	36
2-2)	Prinzipielle Ableitung eines Gewässernetzes aus einem Höhenmodell	37
2-3)	Kalkulation des Gewässernetzes aus dem Hydro1k	38
2-4)	Korrektur der Seekoordinaten und anschließender Bestimmung des Einzugsgebietes anhand des Beispiels Lower Lough Erne	38
2-5)	Vergleich des mit dem Hydro1k und dem SRTM berechneten Einzugsgebietes des Lac d'Annecy	39
2-6)	Abhängigkeit von Seefläche und Anzahl von Seen für verschiedene Regionen	41
2-7)	Ungewichtete Dichteverteilung der Seen >5 km ² und abgeleitete Seeregionen	44
2-8)	Aus dem GLWD abgeleitete Seeverteilungskurven für die unterschiedenen Seeregionen	45
2-9)	Prozentualer Anteil der verschiedenen Regionen an der europäischen Land- bzw. Seefläche	47
3-1)	Schematische Darstellung einer <i>floating chamber</i> zur direkten Messung des Gasaustausches	48
3-2)	Schematische Darstellung des Gasaustausches an der Grenze von Wasseroberfläche und Atmosphäre	50

3-3)	Partialdruck von CO ₂ und O ₂ im Oberflächenwasser des Lac Croche während eines Sommertages	62
3-4)	Beispiel für den Einfluss allochthonen Materials auf den pCO ₂ des Oberflächenwassers des Diktar-Erik in Schweden	63
3-5)	CO ₂ -Sättigung des Oberflächenwassers des Bodensees (Obersee)	64
3-6)	CO ₂ -Konzentration im Oberflächenwasser des Bodensees (1995 und 1996)	65
3-7)	Verhältnis von durchschnittlichem monatlichen Zufluss (Alpenrhein) und CO ₂ -Konzentration im Oberflächenwasser des Bodensees für die Jahre 1995/96	65
3-8)	Entwicklung der CO ₂ -Konzentration im Oberflächenwasser und der Konzentration von Chlorophyll a in 3 m Tiefe des Bodensees im Jahr 1996	66
3-9)	Durchmischungsindex des Bodensees	67
3-10)	CO ₂ -Konzentration im Oberflächenwasser des Großen Plöner Sees (1998 bis 2003)	68
3-11)	Satellitenaufnahme des Vänern mit den beiden Messstellen „Megrundet“ und „Tärnan“	69
3-12)	Whisker-Diagramm der jährlichen Durchschnittskonzentration des Gesamtphosphors im Oberflächenwasser des Vänern von 1975 bis 2003	69
3-13)	Vergleich der CO ₂ -Konzentration im Oberflächenwasser der beiden Messstellen Megrundet und Tärnan (beide Vänern)	70
3-14)	CO ₂ -Konzentration im Oberflächenwasser des Vänern (Messstellen Megrundet und Tärnan)	71
3-15)	Mittlere jährliche CO ₂ -Konzentrationen für die Messstellen Megrundet und Tärnan (beide Vänern) und die mittlere jährliche Abflussmenge	71
3-16)	Beziehung von jährlich gemittelten Werten von CO ₂ -Konzentration im Oberflächewasser und Abfluss des Vänern	72
3-17)	Box-Whisker-Diagramm der monatlichen Verteilung der CO ₂ -Konzentrationen im Oberflächenwasser	73
3-18)	Anzahl der verwendeten Proben und ihre Verteilung auf die Monate eines Jahres	74
3-19)	Schematische Darstellung der Biomasseentwicklung in einem typischen See gemäßigter Breiten während eines Jahres	74
3-20)	Dauer der Eisbedeckung schwedischer Seen aufgetragen gegen den Breitengrad	76
3-21)	Verteilung der berücksichtigten Seen und Histogramm gemessener Alkalinitätswerte des gesamten Datensatzes	77
3-22)	Histogramm aller zur CO ₂ -Berechnung verwendeten Alkalinitäten von deutschen und schwedischen Seen	78
3-23)	Histogramm aller berechneten CO ₂ -Konzentrationen im Oberflächenwasser europäischer Seen	79
3-24)	Histogramme der CO ₂ -Konzentration im Oberflächenwasser von deutschen und schwedischen Seen	80
3-25)	Durchschnittliche jährliche CO ₂ -Konzentration im Oberflächenwasser von Seen gegen den natürlichen Logarithmus der Seefläche	81
3-26)	Mittelwerter aller berechneten CO ₂ -Konzentrationen im Oberflächenwasser für verschiedene Seegrößenklassen	81
3-27)	Histogramm der Übersättigungswerte aller ermittelten CO ₂ -Konzentrationen	82
4-1)	Verschiedene empirische Ableitungen der Abhängigkeit der Trockendichte vom OC-Gehalt des Seesediments	91
4-2)	Schematische Darstellung eines Bohrkernabschnitts mit den zur indirekten Bestimmung der Kohlenstoffakkumulationsraten herangezogenen Daten	92
4-3)	Aus ¹⁴ C-Datierungen abgeleitetes Altersmodell für den Lago di Mezzano	94

4-4)	Graphische Darstellung der schrittweisen Umrechnung der ursprünglichen Sedimentdaten in CMAR am Beispiel des Lago di Mezzano	95
4-5)	Mächtigkeit der Seesedimente im Ladogasee	97
4-6)	Häufigkeit der untersuchten Seen innerhalb verschiedener Größenklassen	99
4-7)	Höhenlage der untersuchten Seen in Abhängigkeit von der Seefläche	100
4-8)	Verteilung der auf C-Akkumulation untersuchten Seen	101
4-9)	Histogramm der durchschnittlichen CMAR der untersuchten Seen	102
4-10)	Normalverteilungsplot der CMAR	103
4-11)	Einfachlogarithmische Darstellung der CMAR in Abhängigkeit der Seefläche	104
4-12)	CMAR und CA/LA-Verhältnis für die Seen Pyhäjärvi, Nasijärvi, Keurusselkä und Uuranjärvi, die sich innerhalb eines miteinander verbundenen See-Fluss-Systems befinden	105
4-13)	Verteilung der CMAR in Abhängigkeit ihrer geographischen Breitenlage	106
4-14)	Größe und geographische Verteilung der berechneten durchschnittlichen CMAR	106
4-15)	CMAR in Abhängigkeit von der Jahresdurchschnittstemperatur	107
4-16)	Veränderungen der Akkumulationsraten am Beispiel des Lago Piccolo di Avigliana	114
4-17)	Histogramm der durchschnittlichen $CMAR_{20cm}$ der untersuchten Seen	116
4-18)	Streudiagramm der $CMAR_{20cm}$ gegen die Seefläche	116
4-19)	Geographische Verteilung der $CMAR_{20cm}$	118
4-20)	CMAR des Schwarzsees (Schweiz)	119
4-21)	CMAR des Dudinghausener Sees	120
4-22)	Bathymetrische Karte des Dudinghausener Sees	121
4-23)	Vergleich der Histogramme von durchschnittlicher CMAR und $CMAR_{20cm}$	121
4-24)	Histogramm des Verhältnisses von $CMAR_{20cm}$ und der durchschnittlichen CMAR	122
4-25)	Verhältnis von durchschnittlicher CMAR und $CMAR_{20cm}$	123
4-26)	Absolute Differenz von $CMAR_{20cm}$ und CMAR dargestellt in Klassen und deren Verteilung in Europa	124
4-27)	Die Verallgemeinerung der thematischen Karte der landwirtschaftlichen Nutzflächen zu zusammenhängenden Regionen landwirtschaftlicher Nutzung am Beispiel der Bretagne	127
4-28)	Großräume Europas mit geringer, moderater und intensiver landwirtschaftlichen Nutzung..	128
4-29)	Kombinierte Klassifikation der Hangneigung und landwirtschaftlichen Nutzung für Europa	128
4-30)	Ergebnisse der berechneten CMAR für Seen $>5\text{ km}^2$	131
5-1)	Kohlenstoffbilanz des schwedischen Sees Frisksjön	137
5-2)	Kohlenstoffbilanz des Bodensees	138
5-3)	Die wichtigsten C-Stoffflüsse und C-Speicheränderungen für Europa	140

Tabellenverzeichnis

1-1)	Verweildauer verschiedener Gase in der Atmosphäre und deren Klimawirksamkeit	2
1-2)	Durchschnittliche C-Akkumulation in finnischen Seen für verschiedene Größenklassen	17
1-3)	Übersicht der wichtigsten globalen Abschätzungen von CO ₂ -Emissionen an die Atmosphäre und C-Speicherung im Sediment von Seen und Reservoirs	19
2-1)	Aus der GLWD abgeleitete Seeverteilungskurven für die unterschiedenen Seeregionen	45
2-2)	Aus der GLWD direkt und indirekt abgeleitete Werte für Anzahl und Fläche von Seen in Europa	46
3-1)	Kennwerte der berechneten CO ₂ -Konzentrationen im Oberflächenwasser für deutsche und schwedische Seen	79
3-2)	Berechnete durchschnittliche Emissionsraten von europäischen Seen während der eisfreien Zeit und die europäische Gesamtemission unter Berücksichtigung der Dauer der Eisbedeckung	85
4-1)	Auszug aus der Sedimentdatenbank: Berechnung der CMAR aus OC und dbd	94
4-2)	Auszug aus der Sedimentdatenbank: Berechnung der durchschnittlichen CMAR der letzten 10 000 Jahre	96
4-3)	Mächtigkeit der Seesedimente im Ladogasee	97
4-4)	Pearson'sche Korrelationskoeffizienten und Signifikanzniveau für alle Seen	108
4-5)	Pearson'sche Korrelationskoeffizienten und Signifikanzniveau ausgewählter Variablen in Bezug auf CMAR und ln(CMAR) für Seen >5 km ²	109
4-6)	Pearson'sche Korrelationskoeffizienten und Signifikanzniveau für Seen <5 km ²	111
4-7)	Prozentualer Anteil der Eigenschaftsklassen an den verschiedenen Seeregionen	129
4-8)	Beispiele kalkulierter CMAR für verschiedene Seegrößen und Parameterklassen	130
4-9)	Verteilung der C-Akkumulation in Seesedimenten für die verschiedenen Seeregionen	132

Abkürzungsverzeichnis

a	Jahr
C	Kohlenstoff
CA/LA-Verhältnis	Verhältnis der Einzugsgebietesfläche (CA) zu Seefläche (LA)
C_{aq}	C-Konzentration im Oberflächenwasser
C_{sat}	Absorptionsgleichgewicht
CMAR	Kohlenstoffmassenakkumulationsrate
$CMAR_{20cm}$	Kohlenstoffmassenakkumulationsrate in 20 cm Kerntiefe
$CMAR_{carb}$	Massenakkumulationsrate karbonatischen Kohlenstoffs
$CMAR_{org}$	Massenakkumulationsrate organischen Kohlenstoffs
$CMAR_{total}$	Massenakkumulationsrate des gesamten Kohlenstoffs
dbd	Dry Bulk Density (Trockendichte)
DEM	Digital Elevation Model
DIC	Dissolved Inorganic Carbon
DOC	Dissolved Organic Carbon
DOM	Dissolved Organic Matter
ESRI	Environmental Systems Research Institute
GIS	Geographisches Informationssystem
GLWD	Global Lakes and Wetlands Database
GWP	Global Warming Potential
Hydro1K	Digitales globales Höhenmodell (Auflösung 1x1 km)
ICOLD	International Commission on Large Dams
LGM	Last Glacial Maximum
LOI	Loss on Ignition (Glühverlust)
N	Stickstoff
OM	Organic Matter
OC	Organic Carbon
POC	Particulate Organic Carbon
PIC	Particulate Inorganic Carbon
POM	Particulate Organic Matter
P	Phosphor
p	Signifikanzniveau
pCO_2	CO_2 Partialdruck
ppb	Teile pro Milliarde (parts per billion)
ppm	Teile pro Million (parts per million)
r	Korrelationskoeffizient nach Pearson
r^2	Bestimmtheitsmaß
SR	Sedimentationsrate
SRTM	Shuttle Radar Topography Mission
TDS	Total Dissolved Solids

Zusammenfassung

Die Rolle von Seen innerhalb des globalen Kohlenstoffkreislaufes ist bisher weitgehend unbeachtet geblieben. Globale oder großräumige Abschätzungen der C-Stoffflüsse von Seen sind selten und ungenau. Dabei sind Seen wichtige Reaktoren in Bezug auf Kohlenstoffverbindungen und können durch Sedimentation am Seeboden Kohlenstoff dauerhaft dem Kohlenstoffkreislauf entziehen. An der Seeoberfläche wird unter anderem CO_2 und CH_4 mit der Atmosphäre ausgetauscht. Dadurch können Seen sowohl als Kohlenstoffquelle wie auch als –senke in Bezug zur Atmosphäre fungieren.

Innerhalb dieser Arbeit wurde sowohl der Austausch von CO_2 und der Seeoberfläche als auch die C-Sedimentation in den Seen Europas untersucht und eine Abschätzung der Stoffflüsse vorgenommen. Zu diesem Zweck wurde eine räumliche, statistische Analyse verfügbarer relevanter Daten mit den Eigenschaften von Seen und ihrer Einzugsgebiete durchgeführt. Zusätzlich erfolgten eine Berechnung der absoluten Seefläche Europas und eine Detailbetrachtung von Beispielseen.

Bei bisherigen überregionalen bzw. globalen Schätzungen der Oberfläche von Seen wurde davon ausgegangen, dass diese vorrangig von großen Seen dominiert wird. Neuere Untersuchungen zeigen jedoch, dass die Bedeutung kleiner Seen massiv unterschätzt wurde. Die Berechnung der Seefläche angelehnt an einer Pareto-Verteilung ergab für Europa eine absolute Seefläche von etwa $240\,000\text{ km}^2$ die von knapp $300\,000$ Seen gebildet wird. Über $100\,000\text{ km}^2$ Seefläche können dabei Seen $<5\text{ km}^2$ zugeschrieben werden.

Im Allgemeinen geben Seen CO_2 an die Atmosphäre ab und fungieren als Kohlenstoffquelle. Lediglich während Phasen erhöhter Primärproduktion, vorrangig während der Algenblüten im Frühjahr und Herbst wird temporär CO_2 aus der Atmosphäre aufgenommen. Dabei sind diese jahreszeitlichen Schwankungen in den CO_2 -Konzentrationen des Oberflächenwassers relativ regelmäßig, werden allerdings immer wieder von Einzelereignissen besonders starker CO_2 -Emission unterbrochen. Als mögliche Ursachen dieser Ereignisse konnten der erhöhte allochthone C-Eintrag infolge starker Regenfälle oder unregelmäßige Durchmischung des Seekörpers identifiziert werden.

Es konnte innerhalb dieser Arbeit keine signifikante Korrelation zwischen dem CO_2 -Austausch an der Oberfläche und den See- bzw. Einzugsgebietseigenschaften ermittelt werden. Besonders hohe durchschnittliche CO_2 -Konzentrationen sind vor allem in kleinen Seen zu finden. Die Extrapolation der analysierten CO_2 -Daten auf die europäische Seefläche unter Berücksichtigung der Eisbedeckung ergab eine jährliche C-Emission von 17 Mio t a^{-1} in Form von CO_2 .

Die Speicherung von Kohlenstoff im Sediment ist deutlich geringer als die Abgabe an die Atmosphäre. Die obersten 20 cm des Seesedimentes wurden bei dieser Untersuchung nicht berücksichtigt, da in diesem Bereich noch starke Aufarbeitung des organischen Materials erfolgt. In den meisten Seen ist sowohl die Akkumulationsrate von Kohlenstoff als auch die allgemeine Feststoffakkumulation in Laufe der letzten 10 000 Jahre deutlich gestiegen. Das Einsetzen der erhöhten Sedimentakkumulation korreliert grob mit dem Beginn des Neolithikums und damit der Umstellung der menschlichen Lebensgewohnheiten auf Sesshaftigkeit mit betriebenen Vieh- und Ackerbau. Die räumliche Analyse der Daten ergibt eine Korrelation der C-Akkumulation mit der Seegröße und dem Anteil der landwirtschaftlichen Nutzung im Einzugsgebiet und bestätigt somit den Verdacht der massiven anthropogenen Beeinflussung der Seesedimentation.

Diese Korrelation wurde für die Extrapolation auf Europa verwendet und so eine C-Akkumulation von $1,25 \text{ Mio t a}^{-1}$ errechnet. Seen entziehen somit dem Kohlenstoffkreislauf nur in geringen Mengen Kohlenstoff. Verglichen mit anderen C-Speichern wie z.B. den Böden handelt es sich jedoch um eine sehr stabile langfristige Senke. Wesentlich bedeutender für den Kohlenstoffkreislauf ist die Abgabe von CO_2 über die Seeoberfläche. Der freigesetzte Kohlenstoff entstammt größtenteils Böden und Vegetation der Einzugsgebiete der Seen und wurde vermutlich in geologisch kurzen Zeiträumen der Atmosphäre entzogen und ihr nun wieder zugeführt.

Extrapoliert man die Ergebnisse innerhalb einer Überschlagsrechnung global, so ergibt sich eine C-Speicherung von $0,022 \text{ Gt a}^{-1}$ in Seesedimenten und eine C-Emission von $0,3 \text{ Gt a}^{-1}$.

Abstract

Large amounts of carbon entering lakes via stream inflow, mostly as DOC, are subject of diverse altering processes resulting in carbon sedimentation or degassing as CO₂ or CH₄. Carbon sedimentation in lakes is one of the rare natural processes that withdraw carbon from the atmosphere and store it permanently for geological time scales. On the other hand lakes seem to be generally CO₂ oversaturated and thus function as carbon sources with respect to the atmosphere. Because of their minor spatial coverage lakes are mostly neglected in studies concerning the global carbon cycle. So far estimates of carbon fluxes or even the spatial coverage of lakes are very imprecise.

Based on sedimentation data from 183 lakes and surface water data from 1495 lakes in Europe a detailed GIS analysis was carried out to identify controlling factors of carbon sedimentation and CO₂ gas exchange with the atmosphere. Results were used for a pan-European estimate of resulting carbon fluxes. Additionally, the European lake area was recalculated especially considering the role of small lakes that has been largely underestimated. We calculated a total European lake area of 240 000 km² consisting of over 300 000 lakes larger 0.1 km². This is ca. 40 % more than found in existing lake databases.

Carbon accumulation in lake sediments is generally low although it can reach considerable rates in individual small lakes. Comparatively high accumulations rates used for previous estimates are not reflected in our data. Mean carbon accumulation in small lakes is exceeding those in large ones. Pre-historic and historic human impact such as soil erosion raised carbon sedimentation in many lakes due to higher input of allochthonous material and thus a better preservation of organic matter. Further, recent eutrophication of lakes can cause increased carbon sediment concentrations. Because the affected layers are still exposed to degradation the long-term effect remain uncertain. The Holocene long-term mean of total European carbon accumulation in lake sediments was estimated at 1.25 Mio t a⁻¹.

CO₂ evasion via the lake surface is exceeding the long-term carbon storage in sediments by more than an order of magnitude. CO₂ concentrations in lake surface water are strongly varying with time. Almost all lakes showed periodical variations due to primary productivity with low CO₂ concentrations during algae bloom. Undersaturation was only occasionally reached in accordant spring or autumn. Erratic events like strong precipitation, ice break up or unusual water mixing may lead to enormous oversaturation resulting in high CO₂ emissions. These events are mainly affecting the total budget and are at the same time a source of major

errors in estimates because of insufficient sampling intervals in most lakes. We estimated an emission of 17 Mio t a⁻¹ C as CO₂ from European lakes.

1 Einführung

1.1 Die Bedeutung von Seen innerhalb des globalen Kohlenstoffkreislaufes

1.1.1 Der globale Kohlenstoffkreislauf und Ziele der Arbeit

Das Element Kohlenstoff ist ein wesentlicher Bestandteil allen Lebens auf der Erde (z.B. Schlesinger 1997). Tiere und Pflanzen aller Art nutzen Kohlenstoff zum Aufbau ihrer Hart- und Weichteile und zur Energiegewinnung. Photosynthese treibende Organismen wandeln Kohlendioxid (CO_2) unter Nutzung von Lichtenergie in organischen Kohlenstoff um, während heterotrophe Organismen Kohlenstoff unter Ausscheidung von CO_2 als Energiequelle verwenden (Wetzel 2001).

Kohlenstoff ist aber nicht nur an biologischen Prozessen beteiligt. Karbonat und organischer Kohlenstoff wird in Sedimenten von Ozean, Flüssen und Seen gespeichert. Durch physikalische, chemische und biologische Aufarbeitung kann Kohlenstoff wieder in die Atmosphäre oder in das aquatische System freigesetzt werden. Ozean, Flüsse, Seen, sowie Böden und Biomasse können Kohlenstoff direkt mit der Atmosphäre austauschen. Über das limnische System kann Kohlenstoff in gelöster oder fester Form vom Land zu den Ozeanen transportiert werden. Zudem spielt auch der Mensch seit geologisch jüngster Zeit durch die Nutzung fossiler Brennstoffe und die Veränderung der Landnutzung eine maßgebliche Rolle im globalen Kohlenstoffkreislauf.

Weitere entscheidende Bedeutung erhält Kohlenstoff durch seine enge Verknüpfung mit dem globalen Klimasystem. Kohlendioxid und Methan (CH_4) absorbieren zusammen mit anderen Gasen von der Erde reflektierte oder produzierte infrarote Strahlung und emittieren diese wieder als Wärmestrahlung. Ohne diesen „Treibhauseffekt“ würde die durchschnittliche Oberflächentemperatur der Erde nur annähernd -18°C , statt derzeit $\sim 15^\circ\text{C}$, betragen (Ramanathan 1988). Leben auf der Erde wäre ohne diesen Effekt in seiner jetzigen Form nicht denkbar.

Allerdings hat das massive Eingreifen des Menschen in den Kohlenstoffkreislauf, d.h. die zunehmende Produktion von klimawirksamen Gasen, zu einer eindeutigen Veränderung des Systems geführt. Die Folge ist die messbare Erwärmung des Klimas mit nicht absehbaren Folgen für Mensch und Umwelt. Deshalb ist im Verlauf der letzten Jahrzehnte der globale Kohlenstoffkreislauf immer mehr in den Focus öffentlichen Interesses gerückt. Nachdem es kaum mehr Zweifel gibt, dass der globale Klimawandel der Erde nicht allein durch natürliche Schwankungen zu erklären, sondern wesentlich auf menschliche Einflussnahme zurückzuführen ist, sehen sich nun auch Politik und Öffentlichkeit gezwungen, sich mit

diesem Phänomen auseinanderzusetzen. Weite Teile des menschlichen Lebens werden durch den Klimawandel nachhaltig verändert. Die Verschiebung der Klimazonen, der Anstieg des Meeresspiegels, die Zunahme extremer Wetterereignisse in Verbindung mit einer immer dichter werdenden Besiedlung, intensiver Landnutzung und der globalen Verknüpfung der Wirtschaftssysteme lassen den Klimawandel auch in geringer betroffenen Gebieten spürbar werden.

Hauptursache ist der seit der Industrialisierung stark angestiegene anthropogene Ausstoß von klimawirksamen Treibhausgasen sowie die Änderung der Landnutzung durch die Zunahme und Intensivierung der Landwirtschaft (IPCC 2007). Wichtigste Treibhausgase sind neben Wasserdampf und Lachgas (N_2O) vor allem Kohlendioxid und Methan, also Kohlenstoffverbindungen. Die Klimawirksamkeit der verschiedenen Treibhausgase ist dabei höchst unterschiedlich. Ein Maß dafür gibt das relative Treibhauspotential ($\text{GWP} = \text{global warming potential}$) eines Stoffes. Es beschreibt die potentielle Effektivität eines Treibhausgases in Relation zu CO_2 ($\text{GWP}_{\text{CO}_2} = 1$) innerhalb eines bestimmten Zeitraums, üblicherweise 100 Jahre. Tabelle 1-1 zeigt, dass Methan und N_2O viel effektivere Klimagase sind als Kohlendioxid. Wegen ihrer kürzeren Verweildauer in der Atmosphäre, wird der Effekt jedoch über längere Zeiträume abgeschwächt.

Gas	Stöchiometr. Formel	Verweildauer (Atmosphäre)	GWP		
			20 Jahre	100 Jahre	500 Jahre
Kohlendioxid	CO_2	~1000 Jahre	1	1	1
Methan	CH_4	12 Jahre	72	25	7,6
Lachgas	N_2O	114 Jahre	289	298	153

Tabelle 1-1) Verweildauer verschiedener Gase in der Atmosphäre und deren Klimawirksamkeit ($\text{GWP} = \text{global warming potential}$) bezogen auf unterschiedliche Zeiträume (IPCC 2007).

Trotz seines relativ geringen GWP-Wertes sehen aktuelle Studien CO_2 als Hauptverursacher der globalen Erwärmung. Zwar ist CO_2 lediglich für etwa 20 % des allgemeinen Treibhauseffektes verantwortlich, schätzungsweise jedoch für 60 % der anthropogen verursachten Erwärmung innerhalb der letzten 250 Jahre (IPCC 2007).

Abbildung 1-1 zeigt wie stark einzelne Komponenten das globale Wärmebudget seit Beginn der Industrialisierung (~1750) verändert haben. Als Größe ist das sog. *radiative forcing* angegeben, die Änderung der Netto-Strahlung (W m^{-2}) in der Tropopause, nachdem sich die Temperaturen in der Stratosphäre an das neue Strahlungsgleichgewicht angepasst haben, ohne dass sich der Zustand von Erdoberfläche und Troposphäre geändert hätten. Das Konzept des *radiative forcing* erlaubt den Vergleich verschiedenerer Effekte auf den Strahlungs- und somit auch auf den Wärmehaushalt der Erde.

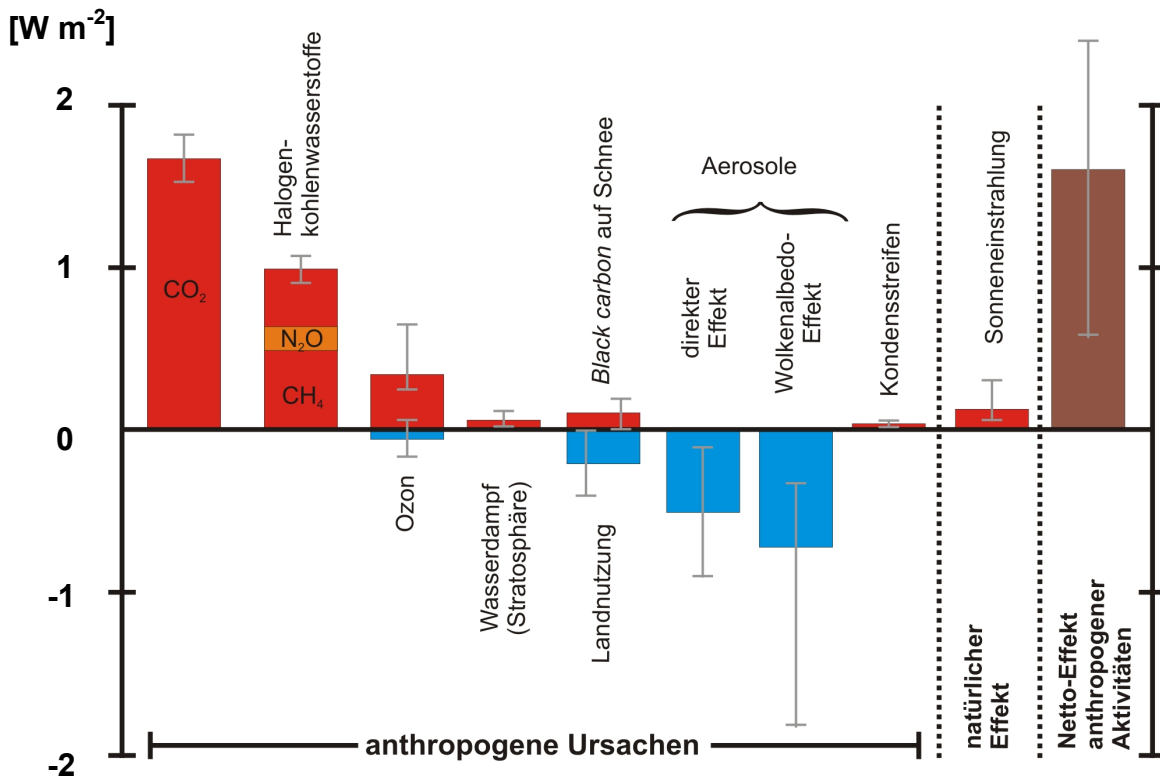


Abbildung 1-1) Stärke des *radiative forcing* (Änderung der Netto-Strahlungsbilanz; Erläuterung s. Text) verschiedener Ursachen seit der Industrialisierung. Der anthropogene Einfluss übersteigt den der Änderung der Sonneneinstrahlung bei weitem. Den größten positiven Einfluss haben die Treibhausgase CO_2 und CH_4 . Der Effekt von Aerosolen ist bisher nur schlecht einzuschätzen (modifiziert nach IPCC 2007).

Ebenfalls in Abbildung 1-1 zu sehen ist, dass der negative Nettoeffekt der anthropogen freigesetzten Aerosole auf den Strahlungshaushalt beträchtlich ist. Noch größer sind allerdings die Unsicherheiten dieser Schätzung. Aerosole scheinen eine entscheidende Rolle im Klimasystem zu spielen. Ihr Einfluss ist bisher jedoch nicht ausreichend verstanden.

Seine Bedeutung innerhalb des Klimageschehens erhält CO_2 vor allem durch die enormen Mengen, die seit Beginn der Industrialisierung durch den Menschen in die Atmosphäre freigesetzt wurden. Die CO_2 -Konzentration der Atmosphäre stieg in dieser Zeit von ca. 280 ppm (~1750) auf 379 ppm im Jahre 2005; eine Steigerung um 35 %. Damit wurde ein Wert erreicht, der nachweislich der höchste innerhalb der letzten 650 000 Jahren ist. Im Vergleich: der Anstieg an CO_2 in der Atmosphäre in 8000 Jahren vor Beginn der Industrialisierung betrug etwa 20 ppm. Ähnlich starke Anstiege der atmosphärischen Konzentrationen verzeichnen andere anthropogen erzeugten Klimagase wie CH_4 und N_2O (Abbildung 1-2).

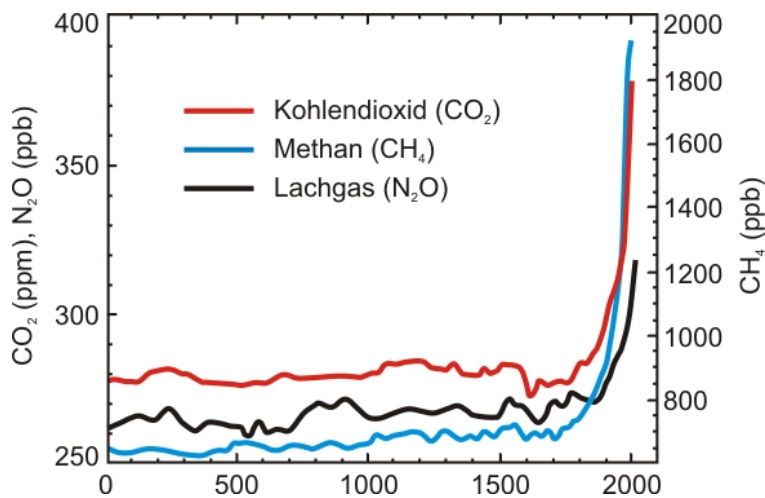


Abbildung 1-2) Veränderung der atmosphärischen Konzentrationen der Treibhausgase CO_2 , CH_4 und N_2O in den letzten 2000 Jahren. Deutliche zu erkennen ist der starke Anstieg der Konzentrationen seit dem Beginn der Industrialisierung um 1750 (aus IPCC 2007).

Hauptverantwortlich für diesen beträchtlichen und sehr schnellen Konzentrationsanstieg ist die Verbrennung von fossilen Energierohstoffen. Ihr Anteil schlägt sich mit schätzungsweise 2/3 nieder, während das restliche Drittel größtenteils durch Landnutzungsänderungen (z.B. Rodungen) hervorgerufen wurde (IPCC 2007).

Durch die Nutzung fossiler Energierohstoffe wird in kürzester

Zeit Kohlenstoff der Atmosphäre zugeführt, dessen Speicherung in Böden und Gesteinen geologische Zeiträume in Anspruch nahm. Im Jahre 2005 betrug die Masse der Atmosphäre zugeführten Kohlenstoffs durch die Nutzung fossiler Energierohstoffe etwa 6,4 Gigatonnen (Abbildung 1-3). Hinzu kommen 1,6 Gt durch Landnutzungsänderungen und damit verbundener Abholzung.

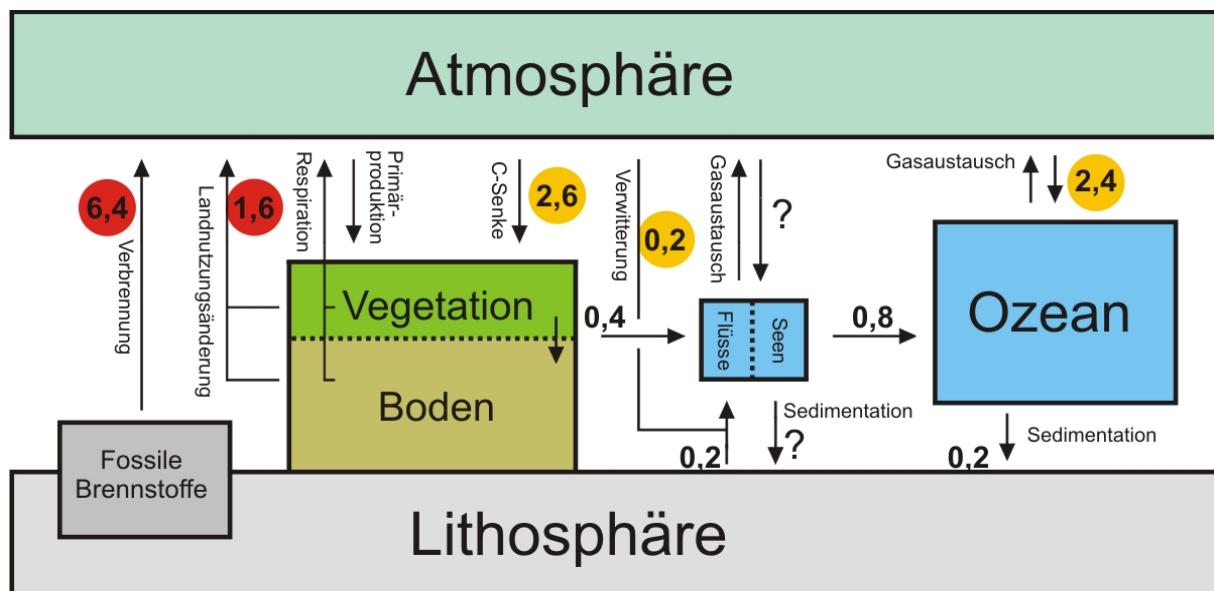


Abbildung 1-3) Der globale Kohlenstoffkreislauf mit den wesentlichen Stoffflüssen (abgeleitet aus dem IPCC Report, 2007). Die Werte beziehen sich auf die 90er Jahre und sind in Gigatonnen Kohlenstoff pro Jahr angegeben. Farblich unterlegt sind Kohlenstoffquellen (rot) und –senken (gelb) in Bezug auf die Atmosphäre. Für den Gasaustausch Ozean-Atmosphäre ist ein Nettofluss angegeben ($\uparrow 90,6$ / $\downarrow 92,2$). Primärproduktion und Respiration von Vegetation und Böden sind etwa im Gleichgewicht (120). Die Fragezeichen markieren die in dieser Arbeit untersuchten Stoffflüsse.

Das zusätzlich der Atmosphäre zugeführte CO₂ wird teilweise durch die Ozeane aufgenommen. Schätzungen ergaben, dass die Ozeane jährlich etwa zwei Gt Kohlenstoff Netto aus der Atmosphäre aufnehmen. Die in der Atmosphäre befindliche Menge Kohlenstoff steigt jedes Jahr um etwa vier Gt. Der atmosphärische Kohlenstoffgehalt würde noch deutlich schneller steigen, wenn es nicht eine weitere terrestrische Senke geben würde. Diese noch nicht eindeutig identifizierte terrestrische Senke nimmt jährlich über zwei Gt Kohlenstoff aus der Atmosphäre auf.

Vermutet wird diese zusätzliche Senke in der Verdichtung des Baumbestandes borealer Wälder. Verschiedene Bemühungen laufen, das Messnetz in diesem Bereich zu optimieren und so zu einer besseren Einschätzung der Kohlenstoffflüsse zu gelangen. Da diese Art von Senke jedoch nicht dauerhaft bestehen kann, steht zu befürchten, dass in absehbarer Zeit der Anstieg der CO₂-Konzentration bei gleich bleibenden Emissionen deutlich schneller verläuft. Die Bedeutung von Seen innerhalb des globalen Kohlenstoffkreislaufes ist bis heute weitgehend unbeachtet geblieben. Seen fungieren dabei sowohl als Kohlenstoffsенке wie auch, durch die oberflächliche Entgasung von CO₂ und CH₄, als Quelle bezüglich der Atmosphäre. Erste Abschätzungen über die Quantität dieser Stoffflüsse (s. Kapitel 1.1.4) lassen darauf schließen, dass diese trotz der geringen Oberflächenabdeckung nicht vernachlässigbar sind. Allerdings sind diese Abschätzungen bisher höchst ungenau. In Klimamodellen finden sie keine Berücksichtigung.

Ziel dieser Arbeit ist es, einen detaillierten Blick auf die Rolle der Seen innerhalb des Kohlenstoffkreislaufes zu werfen und die Wissenslücke über ihre Bedeutung weiter zu schließen. Dabei liegt das Hauptaugenmerk auf der Untersuchung folgender Fragen:

1. Wie groß ist die Menge Kohlenstoff die Seen und Stauseen jährlich dauerhaft im Sediment speichern bzw. an die Atmosphäre abgeben?
2. Können Seen und Stauseen als Kohlenstoffsенке –oder quelle in Bezug auf die Atmosphäre angesehen werden? Wie groß ist ihre Bedeutung innerhalb des globalen Kohlenstoffkreislaufes?
3. Welche Faktoren bestimmen die Kohlenstoffspeicherung und -abgabe?
4. Welche Rolle spielten Seen im Rahmen des globalen Klimageschehens in der jüngeren Vergangenheit und welche Prognosen kann man für die Zukunft ableiten?

Aus Gründen der Durchführbarkeit im Rahmen dieses Projektes wurde kein globaler Ansatz gewählt und durchweg auf publizierte Daten zurückgegriffen. Allerdings müssen zur

Beantwortung der oben genannten Fragen zwei wesentliche Voraussetzungen erfüllt sein. Die Anzahl und Fläche der untersuchten Seen muss Rückschlüsse auf das Kohlenstoffbudget der Seen im gesamten Untersuchungsgebiet zulassen. Des Weiteren muss die Größe des Untersuchungsgebietes ausreichend sein, um auch überregionale Einflüsse wie z.B. unterschiedliche Klimate zu berücksichtigen und Angaben für die Bedeutung von Seen für den globalen Kohlenstoffkreislauf zu liefern.

Zur Erfüllung dieser Bedingungen wurde Europa als Untersuchungsgebiet gewählt. Es ist hinreichend groß und besitzt vor allem im Norden eine große Anzahl von Seen um von globaler Bedeutung sein. Außerdem ist es mit anderen seereichen Gebieten wie z.B. Nordamerika vergleichbar und verfügt über Seen unterschiedlichster Größe, Ausprägung und Lage (s. Kapitel 1.2). Damit unterstreicht Europa seinen repräsentativen Charakter für die letztlich globale Fragestellung. Zusätzlich sind Datenmenge und Verfügbarkeit besser als in vielen anderen Gebieten.

Bei der Berechnung des C-Austausches mit der Atmosphäre wurde lediglich CO_2 berücksichtigt. Die Datengrundlage für den CH_4 -Austausch scheint momentan keine wesentliche Verbesserung der bisherigen Abschätzungen zuzulassen. CH_4 -Messungen liegen nur für sehr wenige Seen vor. Außerdem erfolgt der CH_4 -Austausch von Seeoberfläche und Atmosphäre vorrangig in Form von Gasbläschen. Dies erschwert die Extrapolation in der Fläche deutlich, so dass bezweifelt werden kann, ob derzeitige Untersuchungsergebnisse eine ausreichende Grundlage für überregionale Abschätzungen liefern.

1.1.2 Kohlenstoffkreislauf in natürlichen und künstlichen Seen

Kohlenstoffverbindungen in Seen

Üblicherweise unterscheidet man vier für den aquatischen Kreislauf relevante Erscheinungsformen von Kohlenstoff:

- partikulärer organischer Kohlenstoff (*particulate organic carbon*; POC)
- gelöster organischer Kohlenstoff (*dissolved organic carbon*; DOC)
- partikulärer anorganischer Kohlenstoff (*particulate inorganic carbon*; PIC)
- gelöster anorganischer Kohlenstoff (*dissolved inorganic carbon*; DIC)

Die Verbindungen, in denen organischer Kohlenstoff auftritt, werden zusammenfassend als organisches Material (*organic matter*, OM) bezeichnet. Dementsprechend erfolgt die Einteilung in partikuläres (*particulate organic matter*; POM) und gelöstes organisches Material (*dissolved organic matter*; DOM).

Die Unterscheidung von DOM und POM erfolgt über einen Grenzwert der Partikelgröße von 0,5 µm. Dieser Wert wurde aus praktischen Gründen gewählt, die sich aus labortechnischen Fraktionierungsmethoden ergeben. Im fluviatilen System sind DOC und POC etwa im Verhältnis 9:1 vertreten (Wetzel 2001). Die Zusammensetzung des organischen Materials ist sehr heterogen, wobei große Teile des gelösten Materials chemisch nicht genau bestimmt werden können. Das organische Material kann als Mischung aus pflanzlichen, tierischen und mikrobiellen Produkten (Abbildung 1-4) angesehen werden, die sich in verschiedenen Stadien der Aufarbeitung befinden (Wetzel 2001).

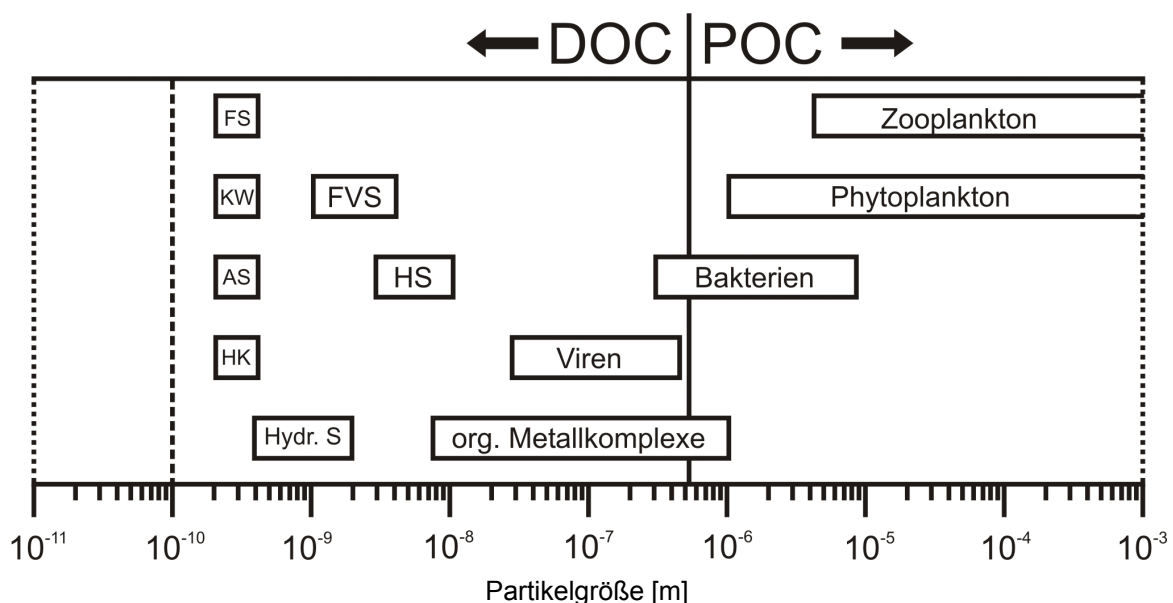
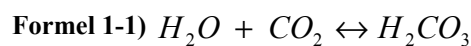


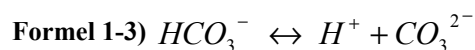
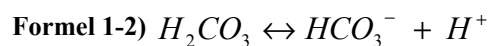
Abbildung 1-4) Vorkommen von DOC und POC in verschiedenen organischen Verbindungen mit den jeweiligen Partikelgrößen (nach Thurman 1985). FS: Fettsäuren, KW: Kohlenwasserstoffe, AS: Aminosäuren, HK: halogenierte Kohlenwasserstoffe, FVS: Fulvosäuren, HS: Huminsäuren

Des Weiteren kann eine Unterscheidung der organischen Substanz aufgrund ihrer Herkunft erfolgen. Allochthones Material hat einen terrestrischen Ursprung und stammt vorrangig aus den Böden oder von Landpflanzen des Einzugsgebietes. Autochthones Material wurde innerhalb des limnischen Systems gebildet, maßgeblich von Photosynthese betreibenden Organismen wie z.B. Algen. Chemisch verfügt allochthones Material über einen geringeren Anteil an labilen organischen Substanzen wie z.B. Proteine oder andere nicht humine Stoffe, da es im Gegensatz zum relativ frischen autochthonen Material schon einige Zeit Vorgängen der Degradation ausgesetzt war. Hinweise auf den Ursprung des organischen Materials können C/N-Verhältnisse und ^{13}C -Isotopenuntersuchungen liefern.

DIC im Seewasser besteht im Wesentlichen aus gelöstem Kohlendioxid, Bikarbonat- (HCO_3^-) und Karbonat-Ionen (CO_3^{2-}). Das Auftreten der einzelnen Verbindungen wird durch das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht beschrieben. Gelöstes Kohlendioxid steht im Gleichgewicht mit Kohlensäure:



Diese wiederum dissoziiert in zwei Stufen zu Bikarbonat-, Karbonationen wobei Oxonium-Ionen freigesetzt werden. Oxonium-Ionen (H_3O^+) werden nachfolgend der internationalen Nomenklatur folgend nur noch vereinfachend als H^+ bezeichnet:



Da die Bildung von Kohlensäure im Vergleich zu ihrem Zerfall sehr langsam erfolgt, ist die Konzentration der Kohlensäure im Wasser vernachlässigbar. Deshalb wird im Folgenden einem Vorschlag von Butler (1991) folgend H_2CO_3 und CO_2 als CO_2 zusammengefasst.

In welchem Verhältnis die verschiedenen DIC-Komponenten im Wasser vorkommen, ist stark vom pH-Wert abhängig (Abbildung 1-5). Die meisten Seen verfügen über einen pH-Wert der im neutralen bis leicht alkalischen Bereich liegt (Sigg und Stumm 1996). Das bedeutet, dass der Großteil des anorganischen Kohlenstoffs als Bikarbonat vorliegt. Die zunehmende Versauerung vieler Seen führt jedoch gleichzeitig zu einem Anstieg der CO_2 -Konzentration im Seewasser.

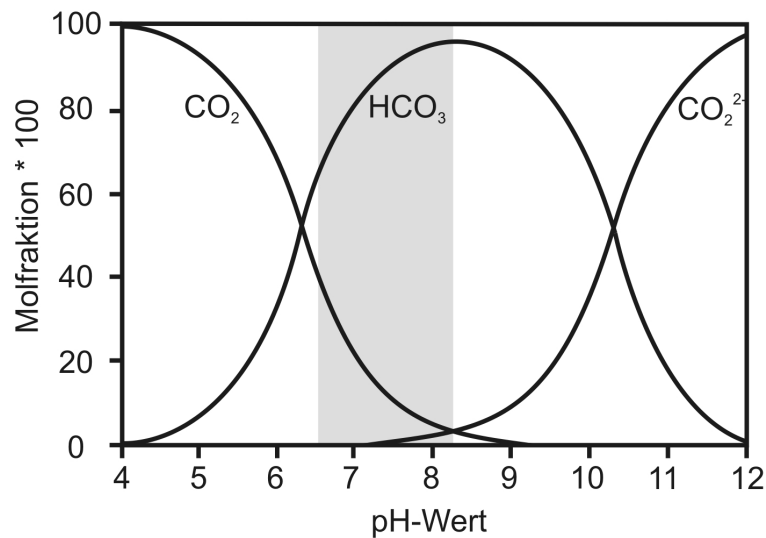
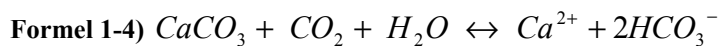


Abbildung 1-5) Verteilung der anorganischen Kohlenstoffspezies in Abhängigkeit vom pH-Wert bei 20° C Wassertemperatur. Der gekennzeichnete Bereich entspricht den typischen pH-Bereich von Seen (modifiziert nach Sigg und Stumm 1996).

Der pH-Wert wird stark vom Pufferungsvermögen des Wassers beeinflusst, das wiederum abhängig von der Verfügbarkeit von Karbonat ist. Karbonat liegt in natürlichen Wässern hauptsächlich als Calcit oder metastabiler Aragonit vor. In „saurem“ Wasser kann Karbonat unter Verbrauch von Kohlendioxid gelöst werden:



Diese Reaktion wirkt sich direkt auf die chemischen Gleichgewichte der Formel 1-1, Formel 1-2 und Formel 1-3 aus und bewirkt so eine Reduktion der H^+ -Konzentration. Andererseits verursacht der Verlust von CO_2 aus dem System eine Fällung von Karbonat bis die Gleichgewichte wieder hergestellt sind. Ein eindrucksvolles Beispiel für diese Reaktion ist die Bildung von Travertin, bei der gleichzeitig im Quellbereich eines Flusses, induziert durch die Veränderung der Druck und Temperaturbedingungen, CO_2 an die Atmosphäre abgegeben und Karbonat gefällt wird. In Seen kann der Verlust von CO_2 aus dem aquatischen System z.B. durch Photosynthese betreibende Organismen erfolgen.

1.1.3 Rolle von Seen als Verbindungsglied zwischen Atmosphäre, Geosphäre und Biosphäre

Das limnische System ist ein wesentlicher Bestandteil des Wasserkreislaufs der Erde. Niederschlag wird teils oberirdisch über Flüsse und Seen, teils unterirdisch über das Grundwasser weitergeleitet um schließlich ins Meer zu gelangen. Dabei werden feste und gelöste Stoffe im Wasser mitgeführt, die aus der Gesteinsverwitterung, den Böden, direkter Einleitung, dem Eintrag über die Luft stammen oder aber durch chemische und biologische Prozesse neu gebildet wurden. Dies betrifft auch die Kohlenstoffverbindungen (Wetzel 2001), die Gegenstand dieser Untersuchung sind.

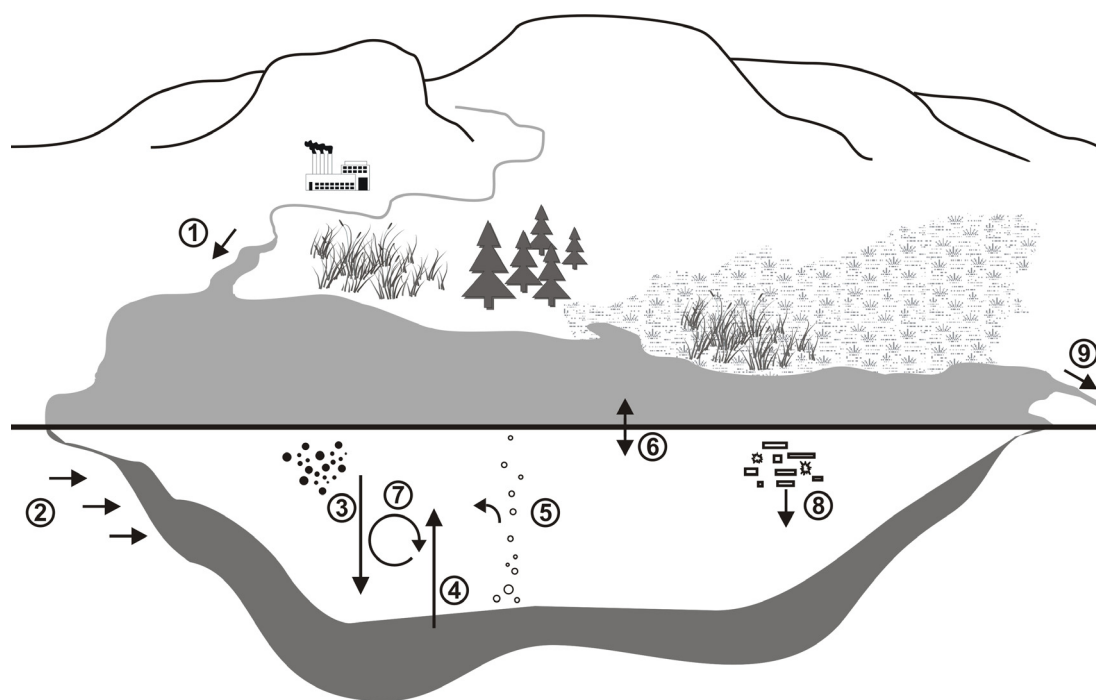
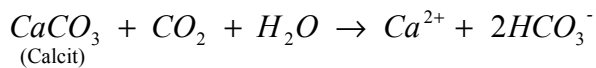


Abbildung 1-6) Schematische Darstellung des Kohlenstoffkreislaufes eines Seesystems mit den wichtigsten Stoffflüssen: 1. Eintrag über den Zufluss als DOC, POC, DIC oder PIC 2. DIC-reiche Grundwässer 3. Primärproduktion; Absinken des POC und ggf. Sedimentation 4. Degradation des OM, bzw. Karbonatlösung 5. Lösung von Gasbläschen 6. Gasaustausch mit der Atmosphäre 7. Bakterielle sowie Photodegradation von OM und organische Wiederverwendung gelösten Kohlenstoffs 8. Karbonatfällung 9. Kohlenstoff verlässt den See über den Ablauf (in Anlehnung an Hanson et al. 2004; Trembley et al. 2005).

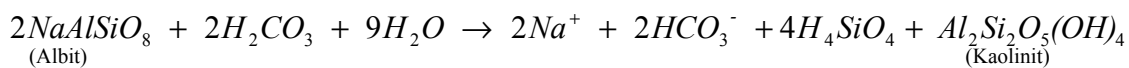
Seen sind keine isolierten Körper innerhalb des limnischen Systems. Über ihre Zuflüsse sind sie eng mit ihrem Einzugsgebiet verknüpft. Kohlenstoff kann über verschiedene Mechanismen in den See gelangen (Abbildung 1-6). Die chemische Verwitterung von Silikaten und Karbonaten erfolgt unter Verbrauch von Kohlendioxid. Dadurch wird das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht derart verschoben, dass neues CO_2 aus der Atmosphäre im Wasser gelöst wird. Der anorganische Anteil wird in weiten Teilen durch die Gesteinszusammensetzung des Einzugsgebietes bestimmt (Stumm 2005). In Gebieten mit

vorrangig Karbonatgesteinen sind Verwitterungsreaktionen ähnlich zu Formel 1-5 dominant, während in silikatisch geprägten Gebieten eher Reaktionen wie in Formel 1-6 beschrieben wichtig sind. Beide Reaktionen sind stark pH-Wert abhängig.

Formel 1-5) Calcitverwitterung



Formel 1-6) Feldspatverwitterung



Zu beachten ist, dass bei der Karbonatverwitterung der Kohlenstoff zu einer Hälfte aus der Atmosphäre und zur anderen Hälfte aus dem Gestein stammt, während bei der Silikatverwitterung meist der gesamte Kohlenstoff als CO₂ der Atmosphäre entzogen wird. Kommt es im See wieder zur Calcitfällung, wird dabei ein Teil Kohlenstoff im Karbonat gebunden, indessen ein Teil als CO₂ wieder an die Atmosphäre abgegeben wird. In diesem Fall kommt es praktisch nur zu einer Umlagerung des Karbonates. Die Verwitterung und erneute Fällung von Calcit ist im Gegensatz zur Silikatverwitterung in Bezug auf die atmosphärische CO₂-Bilanz neutral.

Organischer Kohlenstoff wird größtenteils als DOC im aquatischen System transportiert. POC verbleibt in der Regel relativ nah an seinem Entstehungsort. Allochthones POC wird überwiegend durch Landpflanzen gebildet. Es unterläuft verschiedenen Prozessen der mikrobiellen Aufarbeitung, wird schließlich als DOC freigesetzt und durch Flüsse und Grundwasser zum See transportiert, wobei es weiterer biologischer und chemischer Umwandlung unterliegt. Der so erfolgte Eintrag von DOC und DIC führt zu einer CO₂-Übersättigung der Flüsse und des Grundwassers. Infolgedessen emittiert der überwiegende Teil der Flüsse CO₂ an die Atmosphäre (Cole und Caraco 2001; Kling et al. 1991).

Weiterhin kann das Littoral des Sees direkt Kohlenstoffverbindungen eintragen. Vor allem bei kleineren Seen innerhalb von Feuchtgebieten kann dieser nicht an die Flüsse gebundene Eintrag einen erheblichen Teil ausmachen (Wetzel 2001). Wegen der kurzen Transportwege und der damit verbundenen geringen Zeit zur Degradation, ist der Anteil von POC hier häufig vergleichsweise hoch.

Innerhalb des Sees kommt es zu weiterer Umwandlung der verschiedenen Kohlenstoffverbindungen. Ein Teil des eingetragenen Kohlenstoffs steht der Primärproduktion in Form von CO₂ zur Verfügung. Diese wird von Photosynthese treibenden Organismen wie z.B.

Algen dominiert, die Kohlenstoff zum Aufbau ihrer Biomasse oder eines Kalkskelettes verwenden. Die Intensität der Primärproduktion ist saisonal stark unterschiedlich und kann dem Seewasser in großen Mengen Kohlenstoff entziehen. Während der Algenblüte im Sommer kann dies zur CO_2 -Untersättigung des Gewässers führen, so dass der See in dieser Zeit CO_2 aus der Atmosphäre aufnimmt. Abhängig ist die Primärproduktion vor allem von Klima (Temperatur, Lichtverhältnisse) und Nährstoffangebot. Limitierender Faktor ist in vielen Seen die Verfügbarkeit von Phosphor. Insbesondere abflusslose Seen fungieren als Nährstofffalle, was zu einer natürlichen Eutrophierung (Zunahme des Nährstoffangebots) des Sees führt. Zahlreiche Seen unterlagen in den letzten Jahrzehnten einer anthropogen verursachten Eutrophierung (Bogestrand 2003). Hauptgründe liegen in der Einleitung von Abwässern und dem verstärkten Einsatz von Düngemitteln in der Landwirtschaft. Folge ist eine deutliche Steigerung der Primärproduktion (Abbildung 1-7).

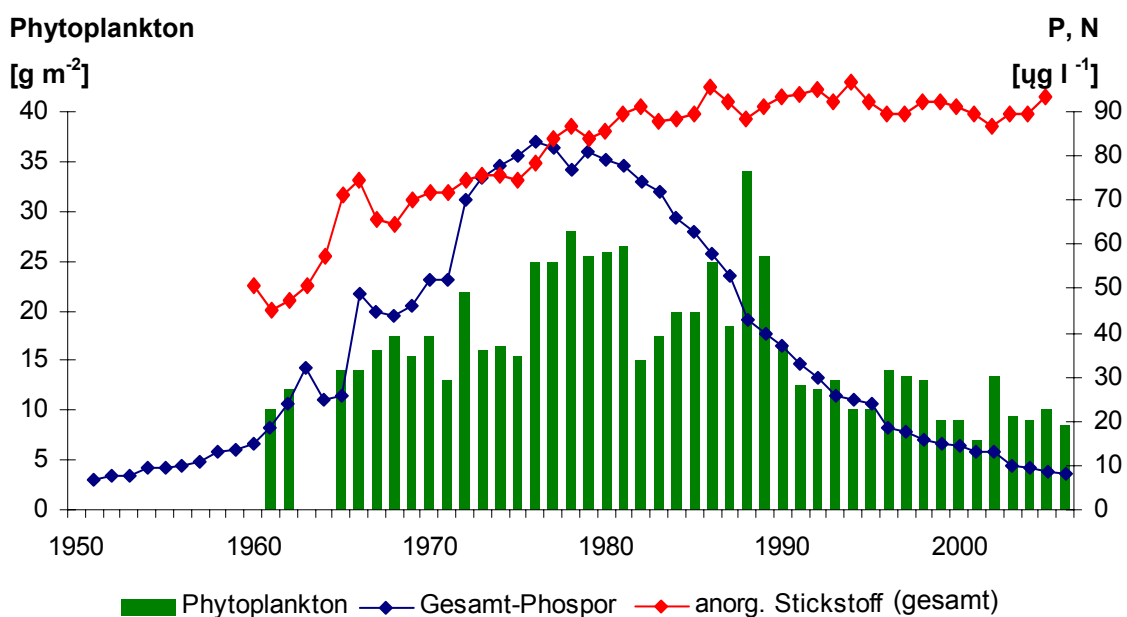


Abbildung 1-7) Entwicklung des Nährstoffangebots (N, P) und des Phytoplanktons (Primärproduktion) am Beispiel des Bodensees innerhalb der letzten Jahrzehnte (Daten aus IGKB 2004). Für P und N sind volumengewichtete Jahresmittel angegeben. Für das Phytoplankton das Jahresmittel der oberen 20 m Wassersäule. Die starke Eutrophierung bis Ende der Siebziger Jahre hatte eine Erhöhung der Primärproduktion zur Folge. Die Verwendung phosphatfreier Waschmittel und die Verbesserung der Abwasserbehandlung führte ab 1980 zu einer starken Reduktion des Phosphor-Eintrags. Die Stickstoffkonzentrationen blieben dauerhaft hoch, waren im Bodensee jedoch nie ein limitierender Faktor. Die Reduktion der Primärproduktion erfolgte erst Jahre später, da im Sediment gespeicherter Phosphor noch lange Zeit freigesetzt wurde.

Ein erheblicher Anteil der durch Primärproduktion entstandenen Biomasse wird bereits in der Wassersäule durch Bakterien (Biodegradation) oder durch UV-Strahlung (Photodegradation) aufgearbeitet. Durch den bakteriellen Abbau wird das organische Material zu CO_2 oxidiert.

Als vorrangiges Oxidationsmittel dient der im Wasser gelöste Sauerstoff. Die Nutzung der Primärproduktion im weiteren Verlauf der Nahrungskette durch Primär- und Sekundärkonsumenten (Zooplankton, Fische usw.) spielt lediglich eine untergeordnete Rolle und soll hier nicht näher erläutert werden.

Steht eine große Menge an Biomasse zur Verfügung, kann der Abbau bereits in der Wassersäule zum vollständigen Verbrauch des freien Sauerstoffes führen. Dieser Vorgang wird vor allem während der Algenblüte in vielen Seen beobachtet. Starke Eutrophierung und unvollständige Durchmischung des Sees während der Frühjahrs- oder Herbstzirkulation können dauerhaft anoxische Bedingung in Bodennähe zur Folge haben. Eine unvollständige Durchmischung kann durch einen hohen Eintrag von Huminstoffen aus dem Einzugsgebiet verursacht werden. Die Folge ist eine geringere Lichtdurchlässigkeit des Wassers, was zu einer stärkeren thermalen Stratifizierung führt und die Zirkulation behindert (Salonen et al. 1984; Simila 1988).

POC das den Seeboden erreicht, unterliegt weiterer bakterieller Aufarbeitung. Ist der freie Sauerstoff aufgebraucht, geschieht dies durch verschiedene Formen der anaeroben Atmung bis hin zur Methanogenese, bei der beträchtliche Mengen CH_4 freigesetzt werden können (Kiene 1991). In der Regel stellen sich bereits innerhalb der ersten Zentimeter des Sediments anaerobe Bedingungen ein (Jørgensen und Revsbech 1985). Das Fehlen von Sauerstoff bedingt eine bessere Konservierung des organischen Materials. Der anaerobe Abbau erfolgt deutlich langsamer. Außerdem können wühlende Organismen den Stoffaustausch im Sediment wesentlich beschleunigen. Für ihre Existenz ist Sauerstoff jedoch unabdinglich. Die Aufarbeitung des toten organischen Materials und die erneute Bereitstellung von Kohlenstoff und anderen Nährstoffen für die Nahrungskette durch Mikroorganismen wird als *microbial loop* bezeichnet (Schwörbel 1999).

Karbonate werden größtenteils als Calcit gefällt und bilden die für viele Seen typische Seekreide. Durch die saisonalen Unterschiede in Primärproduktion und Calcitfällung kann es im Sediment zur Warvenbildung kommen, also jährliche Schichtungen, die sich gut durch den Wechsel von hellen, calcitreichen und dunklen, an organischem Material reichen Schichten identifizieren lassen. In den meisten Seen steht der Anteil von OC und Karbonat in einem gegenläufigen Verhältnis (Dean 1999; Molot und Dillon 1996). Zwar kann eine gesteigerte Primärproduktion dem Wasser erheblich CO_2 entziehen und damit zu einer Hebung des pH-Wertes und in Folge zu erhöhter Karbonatfällung führen, jedoch führt die Erzeugung von organischen Säuren und CO_2 beim Abbau der organischen Substanz wiederum zu einer

Senkung des pH und dementsprechend zur Lösung des Karbonats (Dean 1999). Dadurch treten hohe Karbonat- und hohe OC-Gehalte nur selten gleichzeitig im Sediment auf.

Kohlenstoff, der nicht sedimentiert wurde, kann den See über den Abfluss verlassen oder aber in Form von CO_2 oder CH_4 über die Wasseroberfläche an die Atmosphäre abgegeben werden. Methan, das durch die anoxische Aufarbeitung des organischen Materials entstand, wird aufgrund seiner geringen Löslichkeit in Wasser meist in Form von Gasblasen emittiert. Bei CO_2 , das eine deutlich höhere Löslichkeit aufweist, erfolgt dieser Prozess dagegen in Lösung. Der Gasaustausch an der Seeoberfläche ist hauptsächlich vom Konzentrationsunterschied zwischen Oberflächenwasser und Atmosphäre, sowie von der turbulenten Bewegung des Wassers abhängig (s. Kapitel 3).

Einen Sonderfall stellen die künstlichen Seen dar. Es gelten prinzipiell die gleichen Mechanismen wie in natürlichen Seen, jedoch unter modifizierten Bedingungen. Vor allem unmittelbar nach der Flutung sind wesentlich Unterschiede zu natürlichen Seen festzustellen (Trembley et al. 2005). In dieser Zeit dominiert der Abbau der überfluteten organischen Substanz, häufig bestehend aus kohlenstoffreichen Böden oder abgestorbenen Landpflanzen. Daraus ergibt sich eine gesteigerte Freisetzung von CO_2 und CH_4 . Zusätzlich können die noch nicht stabilisierten Seeufer einen hohen erosiven Eintrag organischen Materials in den See liefern. Nach einigen Jahren gleichen sich die Verhältnisse dann denen in natürlichen Seen an.

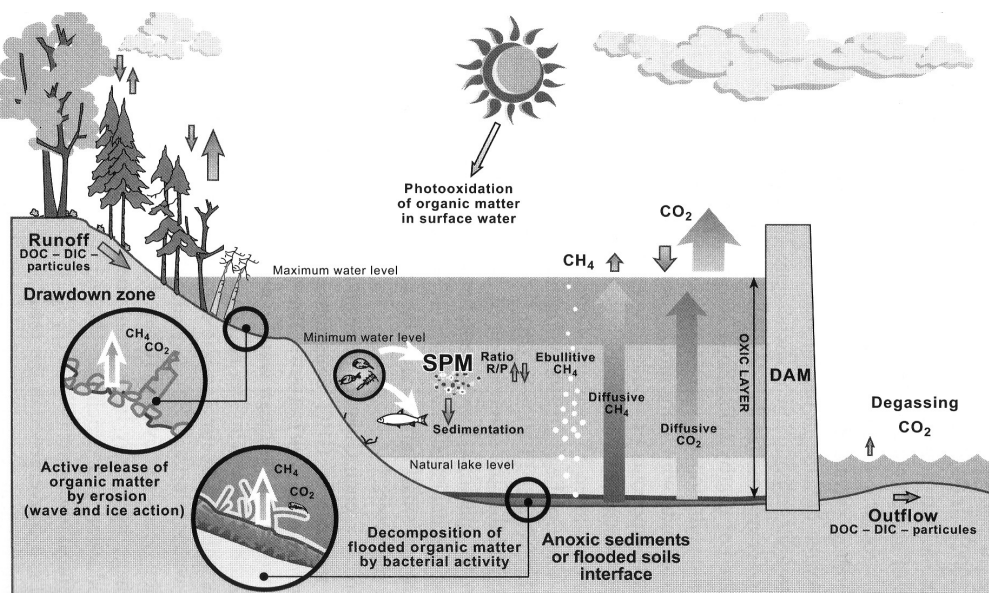


Abbildung 1-8) Schematische Darstellung der wichtigsten C-Stoffflüsse in einem kürzlich (<10 a) gefluteten Stausee (aus Trembley et al. 2005). Besonders die Aufarbeitung des gefluteten organischen Materials führt zu einer starken Abgabe von CO_2 und CH_4 an die Atmosphäre.

In vielen Stauseen dominiert der klastische gegenüber dem gelösten Stoffeintrag. Die große Menge an zugeführten Klastika führt zu sehr hohen Sedimentationsraten (Dean und Gorham 1998). Damit verkürzt sich auch die Lebensdauer von Stauseen gegenüber natürlichen Seen drastisch. Werden keine Gegenmaßnahmen wie z.B. Spülungen ergriffen, überdauern viele Stauseen keine 100 Jahre (Wetzel 2001). Der relative Anteil organischen Materials am Sediment ist meist deutlich geringer als in natürlichen Seen.

Eine weitere Besonderheit von Stauseen ist der Ablauf, d.h. die Staumauer. Zum einen ermöglicht sie einen kontrollierten Wasserabfluss und somit auch die künstliche Regulierung des Wasserspiegels. Je nach Nutzungsart ergeben sich daraus teils extreme und relativ kurzfristige Wasserstandsschwankungen mit Auswirkungen auf Chemie und Biologie des Gewässers.

Des Weiteren kommt es durch die meist sehr turbulente Strömung am Ablauf zu einer gesteigerten Emission der im Wasser übersättigt vorliegenden gelösten Gase. Dieses betrifft vor allem CO_2 . In Stauseen kann der in die Staumauer integrierte Ablauf weit unterhalb der Seeoberfläche liegen. Findet die Wasserentnahme innerhalb der anoxischen Zone statt, so hat das einen erhöhten Ausstoß von CH_4 zur Folge (Trembley et al. 2005).

1.1.4 Stand der Forschung

Der Kohlenstofffluss in Seen ist bereits Gegenstand verschiedener Untersuchungen gewesen. Dabei wurden sowohl einzelne Seen exemplarisch bearbeitet wie auch regionale und globale Ansätze gewählt (z.B. Algesten et al. 2004; Campbell et al. 2000; Cole et al. 1994; Dean und Gorham 1998; Einsele et al. 2001; Kortelainen et al. 2004; Mulholland und Elwood 1982). Zahlreiche Arbeiten haben sich mit den einzelnen Mechanismen der Umsetzung von Kohlenstoff in Seen befasst, die im vorangegangenen Kapitel zusammengefasst wurden (z.B. Bade et al. 2007; Dean 1999; Hanson et al. 2004).

Jedoch gibt es nur wenige Untersuchungen, die auf regionaler oder überregionaler Ebene Seedaten zusammengefasst und verglichen haben. Dementsprechend gibt es nur eine geringe Anzahl großräumiger und globaler Abschätzungen. Grundlage dieser Abschätzungen sind meist relativ geringe Datenmengen, bzw. regional sehr begrenzte Betrachtungen, die ohne Berücksichtigung verschiedener Seetypen auf die großräumige oder globale Seefläche interpoliert wurden. Gasaustausch mit der Atmosphäre und Sedimentation wurden in der Regel getrennt analysiert. Das folgende Kapitel soll die wichtigsten Ergebnisse kurz vorstellen und gleichzeitig auf die Schwachpunkte der Untersuchungen hinweisen.

Regionale und globale Abschätzungen

Obwohl natürliche und künstliche Seen weniger als 2 % der globalen Landfläche einnehmen, wird für ihre gesamte jährliche C-Speicherung ein Wert vergleichbar mit dem der Weltmeere angenommen (Einsele et al. 2001). Verantwortlich dafür ist der um ein Vielfaches höhere C-Gehalt in Seesedimenten.

Mulholland und Elwood (1982) schätzten aufgrund der Daten aus größeren Seen und Reservoirien deren globale C-Akkumulation auf $0,22 \text{ Gt a}^{-1}$, wobei etwa 90 % den Reservoirien angerechnet wird. Dean und Gorham (1998) nehmen eine durchschnittliche C-Akkumulation von natürlichen Seen $<5000 \text{ km}^2$ mit $72 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ und mit $5 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ für große Seen an. Eine Extrapolation führt zu $0,42 \text{ Gt a}^{-1}$ global. Für die C-Akkumulation in Reservoirien wird ein Wert von $0,16 \text{ Gt a}^{-1}$ angenommen. Einsele et al. (2001) erwarten auf Grundlage der Betrachtung einiger großer Seen eine Speicherung atmosphärischen Kohlenstoffs von $0,7 \text{ Gt a}^{-1}$. Alle Studien gehen davon aus, dass die C-Akkumulation in kleineren Seen deutlich höher ist als in großen. Als Begründung kommt vor allem das bei kleinen Seen größere Verhältnis von Einzugsgebiets- zu Seefläche in Betracht. Daraus folgt ein relativ höherer Eintrag von Stoffen in den See. Zusätzlich kann bei geringerer Seetiefe kein so intensiver

Abbau der organischen Substanz innerhalb der Wassersäule erfolgen, da die beim Absinken zurückzulegende Strecke kürzer ist. Die Auswirkung dieses Effektes scheint jedoch eher gering zu sein (Hanson et al. 2004).

Die Abschätzungen basieren im Allgemeinen auf völlig unzureichenden Datengrundlagen. So liegen beispielsweise den häufig zitierten Resultaten von Dean und Gorham (1998) für große Seen nur Akkumulationsraten des Michigansees zugrunde. Für kleine Seen wurden OC-Oberflächengehalte von 46 Seen in Minnesota verwendet. Angenommen wurden eine durchschnittliche Trockendichte von $0,2 \text{ g cm}^{-3}$, abgeleitet aus dem empirisch ermittelten Zusammenhang von OC und der Trockendichte in einem See (Williamssee, USA). Zusätzlich wurde eine durchschnittliche Sedimentationsrate von 3 mm a^{-1} (übernommen aus Webb und Webb 1988) festgelegt. Die so erzielte Kohlenstoffmassenakkumulationsrate (CMAR) diene als Wert für alle Seen weltweit mit einer Seefläche $<5000 \text{ km}^2$.

Neben der viel zu starken Vereinheitlichung der Werte, ist es fraglich, ob die Verwendung von Oberflächensedimenten aufgrund der fortschreitenden Degradation im Sediment zu einem aussagekräftigen Ergebnis führt. Auch die Beschränkung auf regional zusammenhängende Seen lässt nicht auf ein global repräsentatives Ergebnis schließen. Einflussfaktoren, die zu unterschiedlichen C-Akkumulationsraten in Seen führen können, werden nicht berücksichtigt.

Vergleicht man globale Abschätzungen mit der umfangreichen finnischen Studie über C-Akkumulation in Seen (Pajunen 2004), so sind die Werte frühere Studien um ein Vielfaches überhöht. Auch Pajunen (2004) beschreibt, dass kleinere Seen meist über höhere C-Akkumulationsraten verfügen. Ausgenommen sind allerdings sehr kleine Seen, da diese häufig keinen Zulauf besitzen und somit der Zufluss allochthonen Materials, vor allem partikulären Materials, eingeschränkt ist (Tabelle 1-2).

Seefläche [km^2]	C-Akkumulation [$\text{g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$]
<100	0,96
10 – 100	1,8
1 – 10	3,1
0,1 – 1	4,0
<0,1	2,4

Tabelle 1-2) Durchschnittliche C-Akkumulation in finnischen Seen für verschiedene Größenklassen; n = 120 (aus Pajunen 2004). Kleinere Seen akkumulieren durchschnittliche mehr C. Ausgenommen sind Seen $<0,1 \text{ km}^2$.

Die finnische Studie ist die bisher umfangreichste (120 untersuchte Seen), die sich mit der Massenakkumulation von Kohlenstoff in Seesedimenten befasst. Auch wenn Finnland relativ dünn besiedelt ist und dadurch anthropogene Einflüsse geringere Auswirkungen haben, so können die untersuchten Seen doch als repräsentativ für die boreale Zone in Europa, in der der Großteil der europäischen Seen liegt, angesehen werden. Die widersprüchlichen Zahlen zu den bisherigen globalen Abschätzungen verdeutlichen den Bedarf einer umfassenderen Untersuchung, die auch regionale Unterschiede berücksichtigt.

Zum CO₂-Austausch von Seen mit der Atmosphäre gibt es nur wenige Arbeiten, die über die Betrachtung einzelner Seen hinausgehen. Cole et al. (1994) veranschlagten aufgrund von pCO₂-Daten und einem geschätzten mittleren Austauschkoeffizienten die globale Nettoabgabe von Kohlenstoff aus Seen in Form von CO₂ an die Atmosphäre auf 0,14 Gt a⁻¹. Etwa 80% der 1835 untersuchten Seen sind mit CO₂ übersättigt. Allerdings sind die verwendeten Daten sehr unterschiedlicher Qualität. So liegen für einen Großteil der Seen nur einzelne Messungen vor, deren Aussagewert aufgrund der saisonalen Schwankungen gering ist.

Andere Studien stützen ebenfalls die These einer generellen CO₂-Übersättigung von Seen (Hope et al. 1996; Kling et al. 1991). Sobek et al. (2003) beprobten 33 unproduktive Seen in Schweden vierteljährlich, wobei lediglich eine Probe CO₂-Untersättigung gegenüber der Atmosphäre aufwies. Algesten et al. (2004) fanden bei der Untersuchung von 49 schwedischen Seen einen logarithmischen Zusammenhang zwischen pCO₂ und TOC ($r^2 = 0,72$, $n = 136$) und nutzen diesen um den pCO₂ bzw. den CO₂-Austausch mit der Atmosphäre für 2120 Seen in Schweden abzuschätzen. Die jährliche Emission lag zwischen 0,6 und 5,1 g C cm⁻² a⁻¹. Der dieser Arbeit zugrunde liegende empirische Zusammenhang zwischen TOC und pCO₂ ist in einigen Seen allerdings nur sehr gering, so dass sie als Vorhersageinstrument für einzelne Seen ungeeignet erscheint.

Für die CO₂-Emission von Reservoirien schätzen St. Louis et al. (2000) einen Wert von 1 Gt a⁻¹ ($\approx 0,27$ Gt C a⁻¹). Die Studie beruht auf der Auswertung von Emissionsmessung in 19 Reservoirien. Davon liegen allerdings 15 Reservoirie in Kanada (9) und den USA (6). Ergänzt werden diese durch Daten aus Brasilien (2 Reservoirie), Finnland (2) und Französisch-Guayana (1). 70 % der Emissionen werden tropischen Reservoirien zugeschrieben, die zwar insgesamt über eine geringere Wasseroberfläche verfügen, deren Werte jedoch im Schnitt 2,5mal über denen in gemäßigten Breiten liegen. Aufgrund der Degradation gefluteten Materials nahm die CO₂-Abgabe mit zunehmendem Alter des Reservoirs ab, verblieb aber auch beim ältesten untersuchten Reservoir (80 Jahre) auf einem hohen Niveau.

Aufgrund der schlechten globalen Verteilung der Basisdaten erscheint diese Abschätzung jedoch sehr unsicher. Der große Anteil tropischer Reservoirs an der CO₂-Emission wird aufgrund von nur drei untersuchten Stauseen vermutet. Zusätzlich handelt es sich bei dem in Französisch-Guayana gelegenen um ein sehr junges Reservoir mit dadurch erhöhten Werten.

	C-Emission (Atmosph.)	C-Sedimentation	Gesamtoberfläche
Natürl. Seen	0,07 – 0,14	0,03 – 0,07	2,2 – 4,2
Reservoirs	0,27	0,16 – 0,2	0,26 – 1,5
Gesamt	0,34 – 0,41	0,19 – 0,27	2,26 – 5,7

Tabelle 1-3) Übersicht der wichtigsten globalen Abschätzungen von CO₂-Emissionen an die Atmosphäre und C-Speicherung im Sediment von Seen und Reservoirs. Angaben in Gt C a⁻¹ und Millionen km².

Ein wesentliches Problem aller aufgeführten Abschätzungen ist die Größe der angenommenen globalen See- bzw. Reservoirfläche. Die genaue globale Verbreitung der Seefläche ist weiterhin Gegenstand von Diskussionen, da sowohl die Anzahl als auch die Größenverteilung der Seen nicht genau bekannt ist. Bisher wurde angenommen, dass trotz des zahlreichen Auftretens kleiner Seen die flächenhafte Verbreitung von wenigen, sehr großen Seen dominiert wird (Meybeck 1995; Wetzel 2001). Für die absolute globale Seefläche wurden Werte von $2 - 2,8 \times 10^6 \text{ km}^2$ angenommen (Kalff 2001; Meybeck 1995; Shiklomanov und Rodda 2003), was 1,3 – 1,8 % der gesamten Landfläche entspricht.

Allerdings bestehen Zweifel, ob die Bedeutung kleiner Seen nicht massiv unterbewertet wurde (Downing et al. 2006; Kalff 2001). Downing et al. (2006) schätzten unter Verwendung einer Pareto-Verteilung, dass es weltweit über 300×10^6 natürliche stehende Gewässer ($\geq 0,001 \text{ km}^2$) mit einer gesamten Fläche von $4,2 \times 10^6 \text{ km}^2$ gibt. Das entspricht etwa der doppelten Fläche bisheriger Schätzungen.

Die Abschätzung der globalen Reservoirfläche ist ungleich schwieriger. Die umfangreichste weltweite Datenbank der *International Commission on Large Dams* (ICOLD), das *World Register of Dams* (ICOLD 2003), berücksichtigt nur große Stauseen (Staudammhöhe >15 m) und enthält auch in diesem Rahmen erhebliche Datenlücken. Einige Länder sind gar nicht berücksichtigt, während in anderen die Angaben sehr unvollständig sind (z.B. Russland, China). Die Rolle von kleineren Stauseen ist weitgehend ungeklärt. Abschätzungen bleiben höchst spekulativ und reichen von 260 000 (Downing et al. 2006) bis 1, 5 Millionen km² (St Louis et al. 2000).

Alle globalen Stoffflussabschätzungen haben also zwei wesentliche Probleme: Die geringe Datenmenge, auf deren Grundlage die Extrapolationsgleichung bestimmt wird und die nicht

genau bekannte Gesamtfläche und deren Verteilung, auf die die Extrapolation angewendet werden soll.

1.2 Das Untersuchungsgebiet

Wie in Abschnitt 1.1.1 erläutert, wurde als repräsentatives Untersuchungsgebiet mit relativ guter Datenlage Europa ausgewählt. Dabei wurde die gesamte geographische Ausdehnung Europas erfasst. Im Süden, Westen und Norden ist Europa jeweils von Meeren umgeben. Das Mittelmeer, der Atlantik und das Nordmeer bilden die natürlichen Beschränkungen. Die Definition der Ostgrenze Europas ist umstritten, da hier keine eindeutige natürliche oder politische Abgrenzung zu Asien existiert. Als Grenze wurde (von Norden nach Süden) das Uralgebirge, der Uralfluss, das nordwestliche Ufer des Kaspischen Meeres, die Südgrenze von Russland und der Ukraine, das Schwarze Meer und der Bosphorus gewählt.

1.2.1 Verbreitung verschiedener Seetypen in Europa

Die Gesamtfläche der europäischen Seen ist nicht genau bekannt. Der Anteil an der globalen Seefläche wird auf etwa 7 % geschätzt. Lehner und Döll (2004) leiten aus der *Global Lakes and Wetlands Database* (GLWD) eine Gesamtfläche von 165 000 km² von allen Seen >1 km² (n = ~17 000) ab. Für alle in der GLWD berücksichtigten Seen Europas (über 27 000 Seen ≥0,1 km²) ergibt sich ein Fläche von etwa 180 000 km². Die Anzahl kleiner Seen scheint jedoch zu gering. Kristensen und Hansen (1995) schätzen die Zahl der europäischen Seen >1 ha auf rund 500 000. Eine genauere Untersuchung der letztlich von Seen bedeckten Fläche soll im Rahmen der GIS-Analyse später erörtert werden (s. Kapitel 2).

Die Verbreitung von Seen ist höchst unterschiedlich und eng an die Art ihrer Genese geknüpft. Die meisten Seen in Europa sind glazialen Ursprungs mit einem Alter zwischen 7 000 und 12 000 Jahren. Über 80 % der gesamten Seefläche befindet sich in Gebieten, die während des letzten Glazials eisbedeckt waren. Daraus ergibt sich, dass der Großteil der europäischen Seen in Skandinavien, dem nördlichen Ost- bis Mitteleuropa, Schottland, Irland und dem Alpenraum zu finden ist. Diese Verbreitung von Seen spiegelt sich auch in der Limnizität, dem Verhältnis von Seeflächen zu gesamter Landfläche (Wetzel 2001), und der Anzahl der Seen in den verschiedenen Ländern wider (Abbildung 1-9).

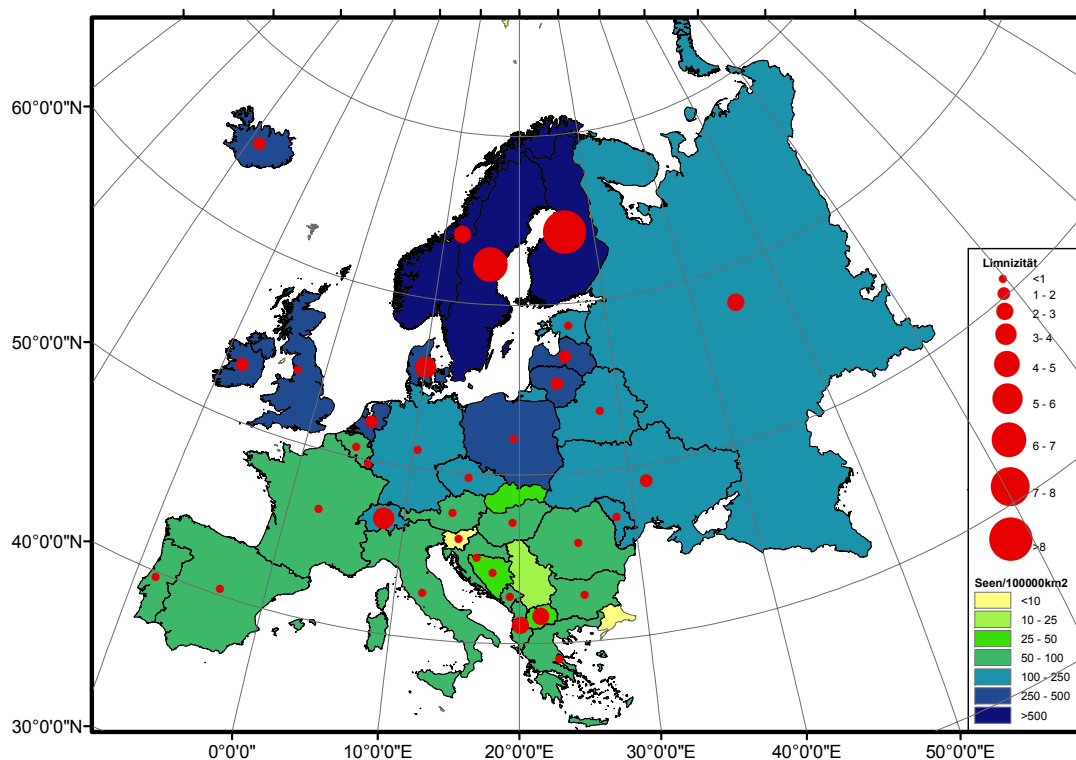


Abbildung 1-9) Limnizität (rote Punkte) und absolute Anzahl pro 100 000 km² (farbliche Kennzeichnung) von natürlichen Seen ($\geq 0,1$ km²) in den Ländern Europas. Die Werte wurden aus der *Global Lakes and Wetlands Database* (GLWD) (Lehner und Döll 2004) abgeleitet. Die absoluten Werte sind allerdings kritisch zu betrachten, da die GLWD für kleine Seen zahlreiche Datenlücken aufweist.

Die Limnizität ist in einigen Ländern allerdings stark an das Auftreten großer Seen gebunden. So ist z.B. die Limnizität in Großbritannien relativ klein, obwohl es über eine große Anzahl an Seen verfügt. In Albanien gibt es dagegen vergleichsweise wenige Seen. Trotzdem wird praktisch allein durch die Existenz des Ohridsees (358 km²) eine überdurchschnittliche Limnizität erreicht.

Die großen Seen in Europa sind fast ausschließlich glazialen Ursprungs. Große tektonische Seen, wie z.B. der Tanganjikasee (32 900 km²) in Ostafrika, sind in Europa äußerst selten und erreichen nicht diese Ausmaße. Bekanntestes europäisches Beispiel eines tektonischen Sees ist der Ohridsee auf der Grenze von Albanien und Mazedonien.

Der Ladogasee in Russland ist mit ca. 18 000 km² der mit Abstand größte See in Europa. Der Onegasee, ebenfalls in Russland gelegen, folgt mit einer nur etwa halb so großen Seefläche. Weitere Seen von bemerkenswerter Größe sind Vänern in Schweden (5 650 km²), Saimaa in Finnland (4 400 km²) und der Peipussee in Estland (3 555 km²). In den gemäßigten Breiten finden sich große Seen vor allem am Rande der Alpen (z.B. Bodensee, 540 km²).

Nicht-glaziale Seen sind überwiegend fluviogen entstanden. In Regionen mit karbonatischen Gesteinen finden sich außerdem Karstseen. Seen vulkanischen Ursprungs sind selten und meist sehr klein, können aber über hohe Alter verfügen und deshalb interessant für

sedimentologische Untersuchungen sein. Andere natürliche Entstehungsarten wie z.B. durch Erdfälle spielen praktisch keine Rolle.

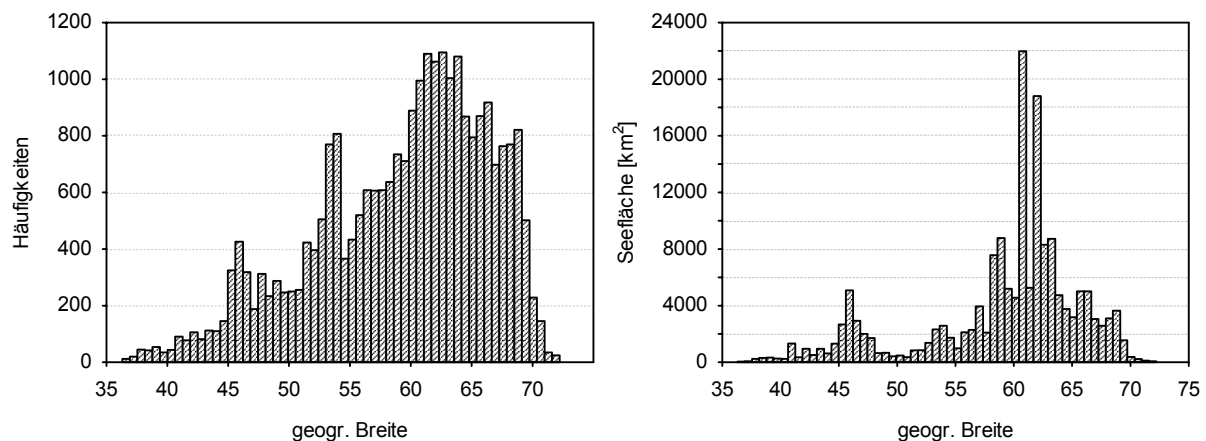


Abbildung 1-10) Histogramme der Seehäufigkeiten und Seefläche in Europa gemäß ihrer geographischen Breitenlage errechnet aus der GLWD (Lehner und Döll 2004). Aufgrund der Abhängigkeit von Seeverteilung und glazialer Eisbedeckung erreichen beide Histogramme ihr Maximum bei etwa 63° N Breite. Ein weiterer Peak bei 46° N Breite ist durch die ehemals eisbedeckten Gebietsregionen Mitteleuropas bedingt. Darüber hinaus haben die Meer-Land-Verteilung und das Auftreten einzelner sehr großer Seen einen wesentlichen Einfluss.

Die Genese bestimmt auch wesentlich die Seemorphologie. Der Rückzug des Inlandeises gegen Ende des Pleistozäns hinterließ unzählige Seen verschiedenster Ausprägung. Grundsätzlich lassen sich jedoch zwei wesentliche regionale Unterschiede ausmachen. Innerhalb Gegenden mit ausgeprägtem Relief, das bedeutet vor allem in den Kaledoniden und den Alpen, kam es zu tiefer Erosion und dem Verbleib fjordähnlicher Depressionen. Die daraus entstandenen Seen haben eine längliche Form und erreichen teils erhebliche Wassertiefen. Beispiele sind der Mjøssasee in Norwegen mit einer Tiefe von 449 m oder der Gardasee in Italien mit einer Tiefe von 346 m. Der Großteil der nordischen Regionen hat allerdings ein eher flaches bis moderates Relief. Hier führte der Eisrückzug zur Bildung sehr flacher, häufig kleiner Seen, die teilweise durch ein Flusssystem untereinander verbunden sind oder ineinander übergehen. Die wenigen tektonischen oder vulkanischen Seen haben meist eine stark ausgeprägte Morphologie mit relativ großen Wassertiefen.

Die Verbreitung von Reservoiren ist eng an ihren Verwendungszweck, bzw. dem Bedarf, den natürlichen und finanziellen Möglichkeiten und dem politischen Willen zur Errichtung gebunden. Etwa die Hälfte aller größeren Stauseen dient der Bewässerung (ICOLD 2003). Weitere wichtige Zwecke sind die Gewinnung von Elektrizität, die Trinkwasserspeicherung und der Hochwasserschutz (Abbildung 1-11).

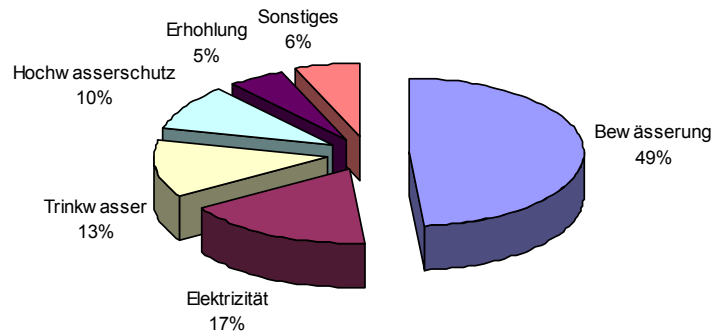


Abbildung 1-11) Verwendungszwecke von großen Stauseen weltweit (ICOLD 2003).

Daraus ergibt sich ein von der Verbreitung natürlicher Seen vollständig abweichendes Bild (Abbildung 1-12). In trockenen Regionen ist der Bedarf an Stauseen besonders hoch. Hier werden sie vorrangig dazu genutzt, genügend Wasser für die Landwirtschaft und die Versorgung der Bevölkerung bereit zu stellen. Daraus folgt eine besonders große Anzahl in der Mittelmeerregion. Das Land mit den meisten Stauseen ist Spanien (im *World Register of Dams 2003* sind 1267 registriert). Über die meisten Stauseen pro Fläche verfügt Albanien. In Gebieten mit ausgeprägtem Relief stellt Wasserkraft eine attraktive Alternative zu anderen Verfahren der Stromgewinnung dar. So werden in Ländern wie Norwegen und der Schweiz fast alle großen Stauseen zur Erzeugung von Elektrizität genutzt. Andere Verwendungszwecke spielen eine untergeordnete Rolle.

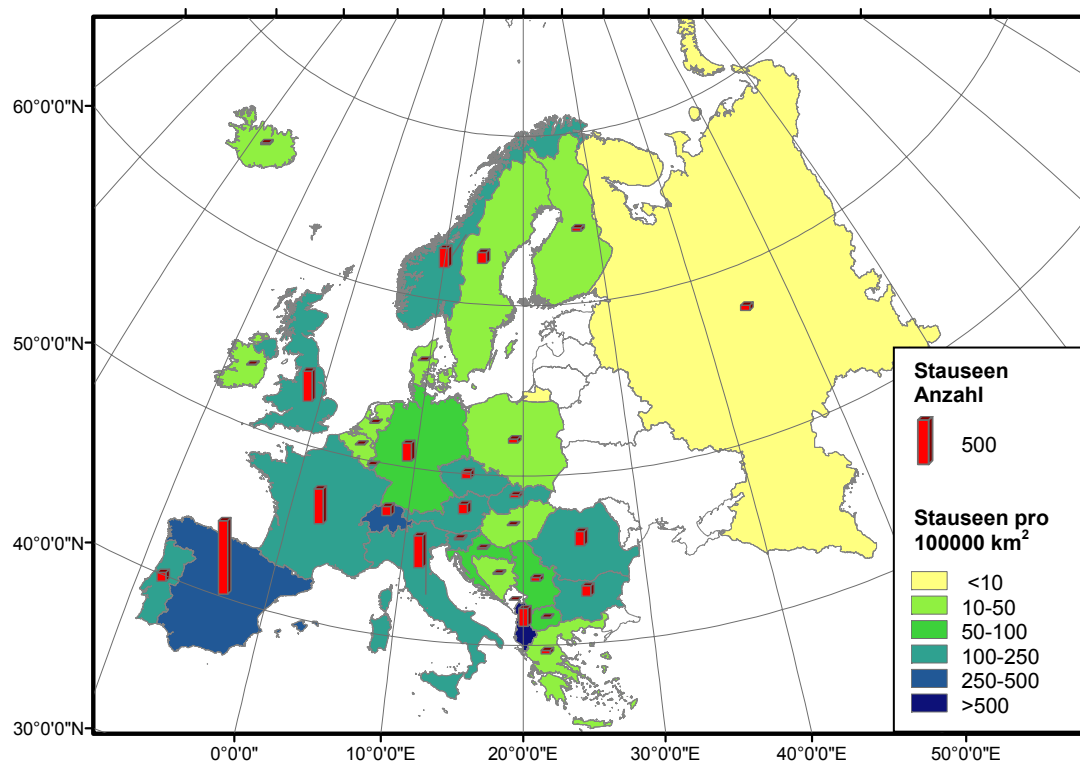


Abbildung 1-12) Anzahl der im *World Register of Dams* (ICOLD 2003) aufgeführten Stauseen pro Land und deren Vorkommen pro 100 000 km². Für einige osteuropäische Länder liegen keine Daten vor (weiße Flächen). Die Angaben für Russland sind stark unvollständig.

1.2.2 Regionale Unterschiede – Abgrenzung von Seeregionen

Verschiedene Regionen Europas unterscheiden sich nicht nur in Ausprägung und Häufigkeit von Seen. Besonderheiten in Klima, Geologie, Vegetation, Böden und Besiedlung haben starken Einfluss auf das Ökosystem See und führen zu einigen prinzipiellen Unterschieden zwischen verschiedenen Seeregionen (Abbildung 1-13).

Die Komplexität, gegenseitige Wechselwirkungen und Überlagerungen der verschiedenen Einflussfaktoren machte eine einfache Gliederung der Seen in Regionen unterschiedlicher Eigenschaften äußerst schwierig. Da auch kleinräumige Faktoren, wie z.B. punktuelle Nährstoffeinleitung, einen großen Einfluss haben können, handelt es sich bei solch regionalen Unterscheidungen immer um starke Vereinfachungen. Trotzdem möchte ich einige prinzipielle großräumige Besonderheiten herausstellen, die auch bei der Datenanalyse eine Rolle spielen werden. Diese Erläuterungen sollen lediglich einen Überblick verschaffen und erheben nicht den Anspruch auf Vollständigkeit.



Abbildung 1-13) Einteilung Europas in ökologische Großregionen anhand unterschiedlicher Faunenbestände in Seen und Flüssen (nach Krynitz und Bergström 2000).

Temperaturschwankungen sind durch die ausgleichende Wirkung des Meeres in weiten Teilen Europas relativ gering. Im Osten Europas wird das Klima kontinentaler, mit heißen Sommern und kalten Winter, während im Bereich des Mittelraumes ein mediterranes Klima vorherrscht, mit trockenen, warmen Sommern und feucht-milden Wintern (Akin 1991)(Abbildung 1-14).

Die verbreitet vorherrschenden Westwinde transportieren feuchte Luft vom Atlantik nach Europa. Dadurch kommt es im Westen zu hohen Niederschlagsmengen die gen Osten immer mehr abnehmen. Gebirge bilden dabei natürliche Barrieren für Regenfronten. So findet man die niederschlagsreichsten Gebiete an den Westküsten Europas und im Norden der Alpen. Die Evapotranspiration nimmt grob von Norden nach Süden zu, wobei die höchsten Werte in Südspanien erreicht werden (Abbildung 1-15).

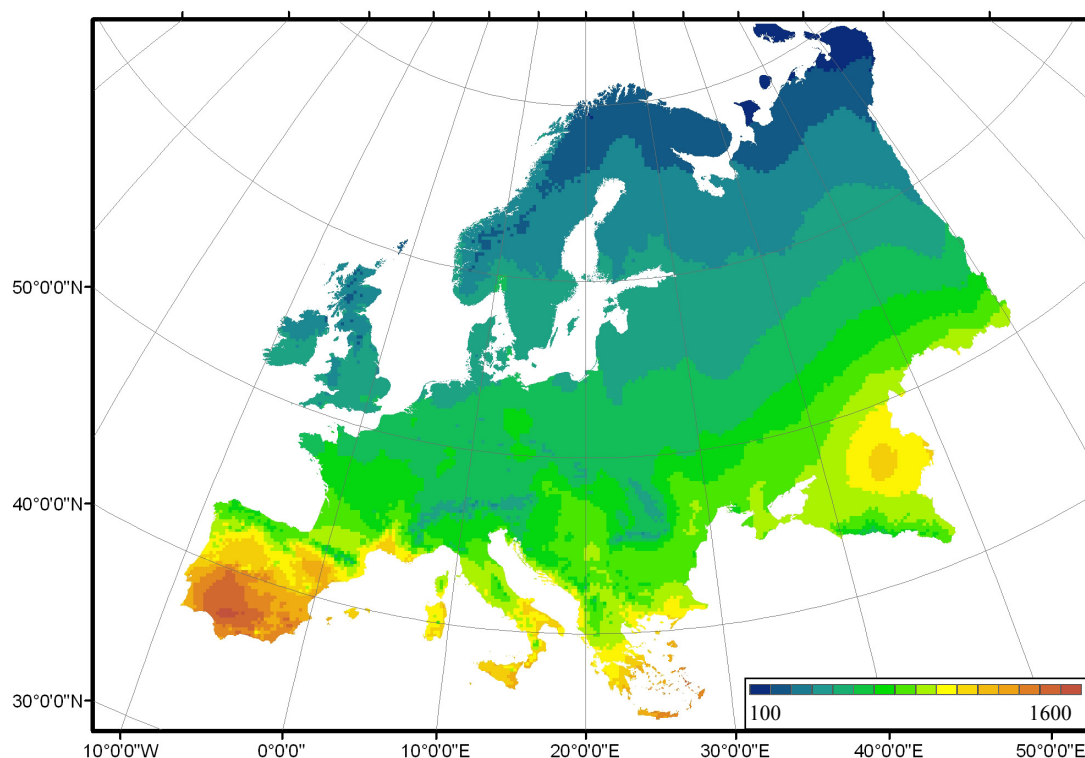


Abbildung 1-15) Potentielle Evapotranspiration nach Penman-Monteith in mm/Jahr (modifiziert nach Schäuble 2006).

Auf Basis dieser grundlegenden klimatischen Gliederung, kann Europa in drei natürliche Vegetationszonen unterteilt werden: kalt, boreal und warmgemäßigt (Kottek et al. 2006). Im äußersten Norden breitet sich die arktische Tundra aus. Hier findet man lediglich eine niedrige Vegetation, die von Gräsern, Moosen, Flechten und Sträuchern dominiert wird. Durch die geringe Ausdehnung auf dem europäischen Kontinent besitzt diese Zone nur untergeordnete Bedeutung. Südlich davon, im mittleren und nördlichen Skandinavien sowie im Norden Russlands, schließt sich der boreale Nadelwald an. Innerhalb der weitläufigen

Nadelwälder befinden sich auch immer wieder Moore, Sümpfe und Feuchtgebiete. Die Böden in dieser Region zeichnen sich durch überdurchschnittliche C-Gehalte aus, besonders innerhalb der Feuchtgebiete. In Zusammenspiel mit den beträchtlichen Niederschlägen führt dies zu einer erhöhten Zufuhr allochthonen DOMs in die Seen dieser Region (Simola und Arvola 2005).

In den kalten Klimaten muss mit einer mehrmonatigen Eisbedeckung gerechnet werden. Dies führt zu einer weitgehenden bis vollständigen Unterbrechung der Primärproduktion (Algesten et al. 2004). Der Gasaustausch mit der Atmosphäre ist in dieser Zeit nicht möglich.

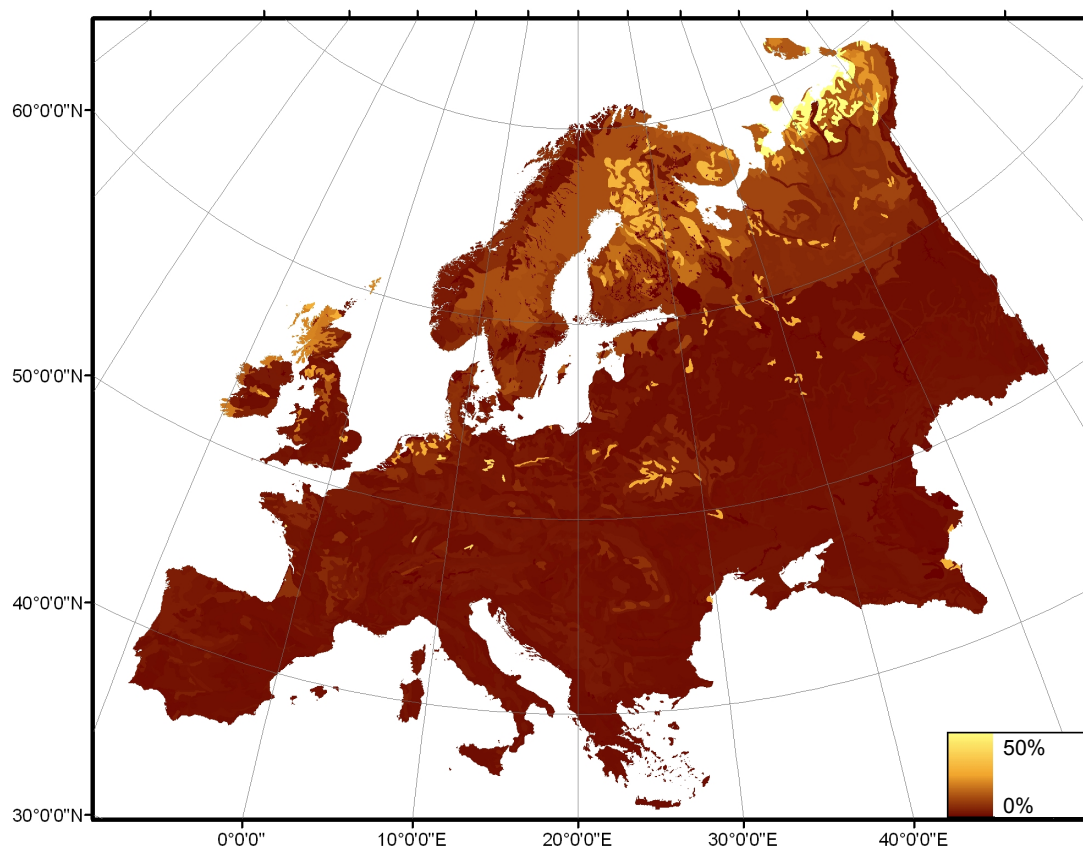


Abbildung 1-16) Generalisierte Karte der durchschnittlichen C-Gehalte (%) des Bodens abgeleitet aus *The Digital Soil Map of the World* (FAO 1995). C-reiche Böden sind vor allem im Norden Europas zu finden.

Innerhalb der gemäßigten und mediterranen Zone ist die ursprüngliche Vegetation häufig nur noch rudimentär vorhanden. Die starke Besiedelung und intensive landwirtschaftliche Nutzung der Flächen seit hunderten von Jahren haben kaum ursprüngliche Gebiete zurückgelassen. Diese finden sich lediglich in dünner besiedelten Gegenden Osteuropas und in schwer zugänglichen Bergregionen. Die meisten Waldflächen in Mitteleuropa sind Neuanpflanzungen, die nicht der ursprünglichen Vegetation entsprechen. Durch die Einbringung von Düngemitteln und die Änderung der Erosionseigenschaften der Landflächen

haben die landwirtschaftlich genutzten Flächen einen großen Einfluss auf den limnischen Stoffhaushalt.

Die Dichte der Besiedelung ist in Europa sehr unterschiedlich. Die Großregionen mit den höchsten Einwohnerzahlen pro Fläche sind in im zentralen Mitteleuropa (Ruhrgebiet, Beneluxländer), der Po-Ebene und Teilen Englands zu finden. Hinzu kommen die an Großstädte gebundenen Ballungsräume. Besonders in den nördlichen Bereichen Skandinaviens, Russlands und Schottlands sind weite Landstriche nur äußerst dünn besiedelt. Damit fallen die Gebiete mit dem geringsten anthropogenen Einfluss, sowohl die Landwirtschaft als auch die prinzipielle Besiedlung betreffend, in die Gegenden mit der größten Seefläche.

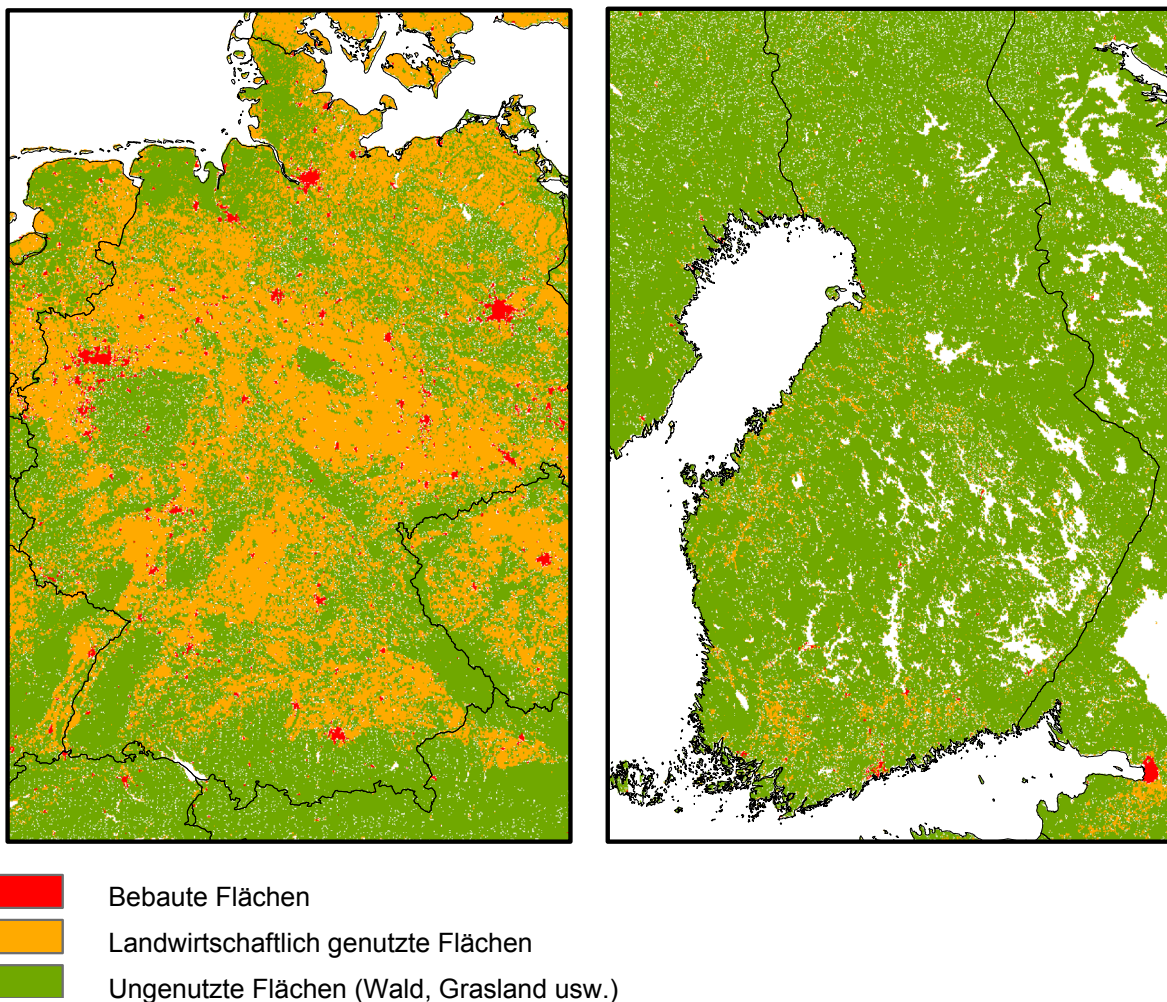


Abbildung 1-17) Beispiele für die unterschiedliche Intensität der Landnutzung anhand der Länder Deutschland und Finnland generalisiert aus der *Eurasia Land Cover Characteristics Database* (USGS 1997).

Allerdings sind Seen und Flüsse auch historisch günstige Standorte zur Besiedlung und somit überproportional von anthropogenem Einfluss betroffen. Dabei befinden sich die bevölkerungsreichsten Gebiete meist am seenlosen Mittel- und Unterlauf größerer Flüsse.

In weiten Teilen Europas wurde die Notwendigkeit des Schutzes natürlicher Gewässer vor anthropogen verursachter Verschmutzung vor einiger Zeit erkannt. Dieses betrifft nicht nur die Eutrophierung durch Nährstoffe, sondern auch Kontamination durch Schwermetalle und andere schädliche Substanzen, die das ökologische Gleichgewicht der Gewässer, bzw. die Gesundheit des Menschen gefährden oder zerstören. Die Nutzung vieler Seen als Trinkwasserspeicher oder Nahrungsquelle machten die ersten Gegenmaßnahmen notwendig. So wurde z.B. in den sechziger Jahren das Einleiten von Abwässern in den Lac d'Annecy (Frankreich) vollständig untersagt (Gerdeaux und Perga 2006). Vorwiegend wurden geeignete Schutzbestimmungen jedoch erst zu einem späteren Zeitpunkt eingeführt. Vor allem die Verbesserung der Abwasseraufbereitung (bzw. deren Beginn), die Verbannung von Phosphaten aus der Waschmittelherstellung und einschränkende Regelungen bei der Düngung und Bewässerung von landwirtschaftlichen Flächen, führten zu einer starken Verbesserung der Wasserqualität (Jeppesen et al. 2003).

Im Jahre 2000 wurde mit der Europäische Wasserrahmenrichtlinie eine einheitliche Regelung beschlossen, die zumindest im Gebiet der Europäischen Union eine Art Standard des Gewässerschutzes darstellt. Hauptziel ist es, für alle europäischen Gewässer bis 2015 einen „guten“ Gewässerzustand zu erreichen. Außerdem gilt es jede Verschlechterung der Gewässerqualität zu verhindern. Grundlage sind intensives Monitoring und die Anwendung einheitlicher Qualitätsstandards (WRRL 2000).

Eutrophierung und Schadstoffbelastung sind allerdings nicht die einzigen Faktoren, die durch anthropogenen Einfluss stark verändert wurden. Die intensive landwirtschaftliche Nutzung und damit einhergehend die Zerstörung schützender Vegetation bedingt eine erhöhte Erosivität im Einzugsgebiet von Flüssen. Besonders in ariden oder semiariden Gebieten kann es durch Wind oder einzelne Regenereignisse zu erheblichen Bodenverlusten kommen und dadurch zu erhöhtem Stoffeintrag in das Gewässernetz.

Eine weitere wichtige Rolle für den limnischen Stoffkreislauf spielt der geologische Untergrund. Vor allem die Unterscheidung karbonatischer und silikatischer Gesteine ist notwendig, da diese die Wasserchemie höchst unterschiedlich beeinflussen. Die meisten europäischen Seen befinden sich in karbonatarmen bis -freien Gebieten. Der Großteil der skandinavischen Seen ist auf dem kristallinen Baltischen Schild, bzw. karbonatarmen, glaziale Ablagerungen zu finden (Abbildung 1-18). Für einzelne Seen, wie z.B. die großen Alpenrandseen, kann der Karbonatanteil im Einzugsgebiet jedoch von großer Bedeutung, vor allem in Bezug auf das chemische Pufferungsvermögen, sein. Weitere Details einer möglichen europäischen Gliederung werden im Rahmen der GIS-Analyse diskutiert.

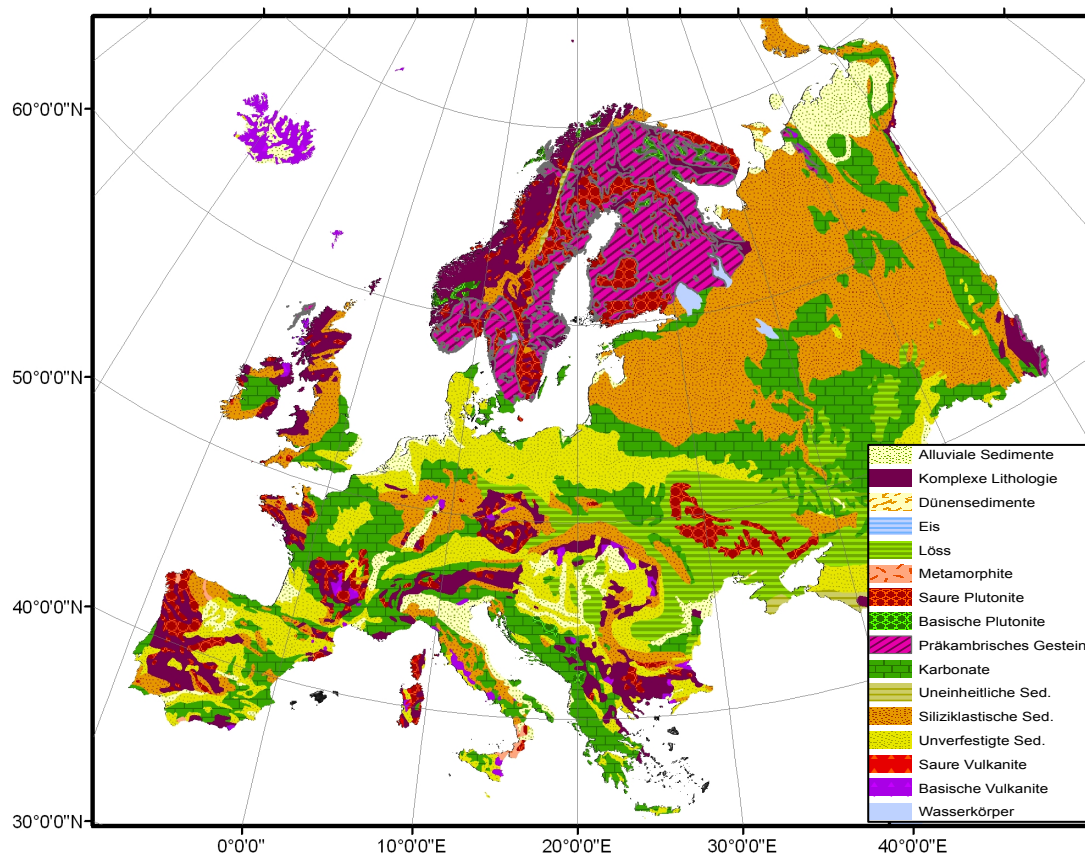


Abbildung 1-18) Lithologische Übersichtskarte Europas (nach Dürr et al. 2005).

2 Aufbau eines GIS zur Bestimmung von See- und Einzugsgebietscharakteristika

2.1.1 Methodischer Ansatz

Um zu einer europaweiten Abschätzung der Kohlenstoffsedimentation, bzw. dem Gasaustausch mit der Atmosphäre zu gelangen, muss auch bei Seen für die keine Kohlenstoffdaten vorliegen eine verlässliche Aussage über deren C-Stoffflüsse getroffen werden. Es müssen folglich die C-Stoffflüsse indirekt über bekannte Parameter abgeschätzt werden.

Um dieses zu erreichen, müssen die Haupteinflussfaktoren, die die C-Stoffflüsse des Sees steuern, identifiziert und Art und Ausmaß der Einwirkung bestimmt werden. Anschließend sollen diese Steuerungsfaktoren für Europa regionalisiert werden, um eine Zuordnung zu Seen unbekannter C-Sedimentation (bzw. C-Gasaustausches) zu ermöglichen.

Diese Regionalisierung in Verbindung mit der räumlichen Verteilung der Seen Europas soll die Abschätzung der C-Flüsse für Seen ohne C-Daten ermöglichen und zu einer Extrapolation für ganz Europa führen. Die vier Hauptarbeitsschritte sind also:

1. Bestimmung der C-Flüsse einzelner Seen (Sedimentation, Gasaustausch)
2. Identifikation und Quantifizierung der Steuerungsfaktoren der C-Flüsse
3. Regionalisierung der Steuerungsfaktoren
4. Extrapolation auf die gesamte Seefläche Europas

Kohlenstoffspeicherung im Sediment und CO₂-Austausch mit der Atmosphäre sollen zunächst für eine möglichst repräsentative Auswahl von Seen ermittelt werden. Nähere Erläuterungen zur Bestimmung dieser Größen werden in den Kapiteln 3.1 und 4.1 gegeben.

Für diese Seen sollen die Hauptsteuerungsfaktoren bezüglich der C-Flüsse mit Hilfe einer Regressionsanalyse empirisch bestimmt werden. Abhängige Variablen sind dabei die CMAR, bzw. die CO₂-Konzentration des Oberflächenwassers. Als unabhängige Variablen gehen Seeparameter wie z.B. Tiefe und Seefläche in die Analyse eine, sowie Parameter die die Art des Einzugsgebietes charakterisieren wie z.B. Landnutzung und geologischer Untergrund (s. Kapitel 2.1.2). Die Seeparameter konnten weitgehend der Literatur entnommen werden. Lediglich die genauen Seekoordinaten mussten häufig mit Hilfe von Google Earth[®] bestimmt werden. Da in Veröffentlichungen zu einzelnen See in den meisten Fällen eine Skizze des

untersuchten Sees vorhanden war, konnte ein Vergleich der Umrisse mit dem Satellitenbild zur eindeutigen Identifizierung genutzt werden.

Die Bestimmung der Einzugsgebietscharakteristika erfolgte mit Hilfe eines Geographischen Informationssystem (GIS). Hierzu wurde das Programm ArcGIS/ArcInfo[®] 9.2 von ESRI mit den Erweiterungen *Spatial Analyst* und *3D Analyst* verwendet. Zunächst wurde eine Datenbank mit relevanten Flächendaten angelegt, die in die spätere statistische Analyse mit einfließen sollten. Mit Hilfe eines digitalen Höhenmodells (*digital elevation model*; DEM) wurden die Einzugsgebiete der untersuchten Seen bestimmt. Durch die Verschneidung der Daten erfolgte die Charakterisierung des Einzugsgebietes, z.B. Anteil der Waldbedeckung oder der landwirtschaftlichen Fläche. Alle für die Analyse relevanten Daten, d.h. C-Stoffflüsse, Seeparameter und Einzugsgebietsparameter, wurden anschließend in eine relationale Datenbank des Typus MS Access[®] übertragen. Der Vorteil diese Datentypes ist die vollständige Kompatibilität mit ArcGIS[®].

Die statistische Auswertung der Datenbank sollte eine Regressionsmodellgleichung liefern, die die C-Sedimentation, bzw. die CO₂-Konzentration des Oberflächenwassers anhand der unabhängigen Variablen beschreibt. Für die statistische Auswertung kam das Programm STATISTICA 7[®] zum Einsatz.

2.1.2 Verwendete Geodaten

Zur Analyse der Einzugsgebiete wurden unterschiedliche Geodaten verwendet. Dabei handelt es sich um frei verfügbare Datensätze, die von angesehenen Instituten erstellt wurden. Voraussetzung für die Verwendung eines Datensatzes war eine europaweite Abdeckung, um vergleichbare Ergebnisse bei der Analyse der Einzugsgebietseigenschaften zu erhalten und etwaige Ergebnisse für eine europaweite Extrapolation nutzen zu können. Datensätze mit einer Auflösung geringer als 1 km^2 wurden wenn möglich nicht verwendet. Folgende Originaldatensätze wurden verwendet:

Datensatz	Räumliche Auflösung
World and Water Climate Atlas	$10^{\circ} \times 10^{\circ}$
Digitales Höhenmodell HYDRO1K	$1^{\circ} \times 1^{\circ}$ km
SRTM Höhenmodell	$90^{\circ} \times 90^{\circ}$ m
Digital Soil Map of the World	$10^{\circ} \times 10^{\circ}$
Global Land Cover Characterization Database	$1^{\circ} \times 1^{\circ}$ km
Global Lithological Map	$0,5^{\circ}$
LandScan Global Population 1998 Database	$1^{\circ} \times 1^{\circ}$ km
Global Lakes and Wetlands Database	1:1 bis 1: 3 Millionen

Detaillierte Angaben zu den Datensätzen sind im Anhang zu finden.

Einige verwendete Parameter wurden aus den Originaldatensätzen abgeleitet. Für die Ableitung geomorphologischer Parameter wurde das Hydro1K Höhenmodell verwendet. Spezifisch für jedes Einzugsgebiet wurden der Mittelwert, das Intervall und die Standardabweichung von absoluten Höhen und Hangneigungen berechnet.

Aus der Bodenkarte wurden der Mittelwert, das Intervall, die Standardabweichung und die Summe der Karbonat- und OM-Gehalte ermittelt. Aus der Karte der Landbedeckung wurden der jeweilige prozentuale Anteil und die absolute Fläche der einzelnen Bedeckungsarten kalkuliert (z.B. Anteil- und Gesamtfläche der Waldbedeckung). Das gleiche geschah für die lithologische Karte. Aus den Bevölkerungsdaten wurden Gesamtbevölkerung des Einzugsgebietes, durchschnittliche Bevölkerungsdichte und die Standardabweichung der Bevölkerungsdichte entnommen. Von den Klimadaten wurden jährlichen Durchschnittswerte von Temperatur, Niederschlag und Windgeschwindigkeit verwendet. Außerdem der maximale monatliche Niederschlag und die von Schäuble (2006) abgeleitete potentielle Evapotranspiration. Von allen Klimavariablen wurden standardmäßig Durchschnitt, Intervall,

Standardabweichung und Summe für die jeweiligen Einzugsgebiete bestimmt. Eine tabellarische Ansicht aller abgeleiteten Parameter ist im Anhang zu finden.

2.1.3 Datenaufbereitung und Integration in das GIS

Um zu gewährleisten, dass es bei Berechnungen im GIS nicht zu Fehlern in Folge von Datenlücken oder Überlappungen kommt, wurden alle Flächendatensätze in Bezug auf Ausdehnung, Auflösung und Projektion an das Hydro1k angepasst.

In einem ersten Schritt wurden alle Rasterdatensätze in den ArcGIS-eigenen Dateityp ESRI-GRID umgewandelt. Um Probleme bei der späteren Auswertung, Verschneidung oder Neukalkulation der Rasterdaten zu vermeiden, wurden die Raster anschließend in den Typus *integer* überführt. Das heißt, alle Werte werden als ganze Zahlen angegeben. Dazu wurden bei einigen Rastern die Ursprungswerte mit einer entsprechenden Zehnerpotenz multipliziert, so dass trotz fehlender Nachkommastellen die Genauigkeit erhalten blieb.

Als Nächstes erhielten alle Raster eine einheitliche Projektion. Es erwies sich als günstig, das bereits vom Europadatensatz des Hydro1K verwendete Lambert-Azimuthal-System zu übernehmen. Es erfüllt die zwei wesentlichen Voraussetzungen flächentreu zu sein und auch für ein Gebiet der Größe Europas mit relativ geringen Verzerrungen auszukommen. Die genauen Angaben für die Projektion aller Raster sind:

Projektion:	Lambert Azimuthal Equal Area
Versatz Rechtswert:	0
Versatz Hochwert:	0
Zentral-Meridian:	20
Ursprungsbreitengrad:	55
Lineare Einheit:	Meter

Alle Flächendatensätze erhielten anschließend eine Auflösung von 1 km². Dies ist die grösste ursprüngliche Auflösung eines der verwendeten Raster und somit die beste erreichbare Genauigkeit der flächenhaften Datenanalyse. Der Großteil der Raster verfügte jedoch bereits über diese Auflösung. Mussten Raster vergrößert werden, so wurde für kontinuierliche Datensätze mit einfacher Mittelwertbildung gearbeitet. Bei thematischen Datensätzen bildete der am häufigsten auftretende Wert der zusammenzufassenden Pixel den neuen Wert für das neue Pixel geringerer Auflösung (Abbildung 2-1).

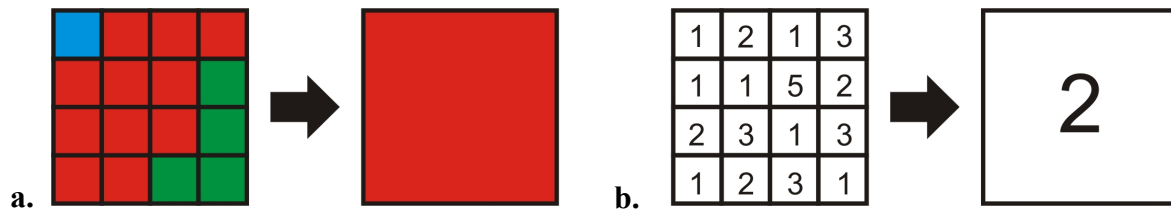


Abbildung 2-1) a. Schematische Darstellung der Vergrößerung der Auflösung von thematischen Karten. Der Wert des neuen Pixels entspricht der Majorität der auftretenden Werte bei größerer Auflösung.

b. Schematische Darstellung der Vergrößerung der Auflösung von kontinuierlichen Datensätzen. Der Wert des neuen Pixels entspricht dem arithmetischen Mittel der ursprünglichen Werte.

Die Lage der neu entstandenen Pixel wurde so gewählt, dass sowohl die einzelnen Pixel der verschiedenen Raster als auch ihre Ränder exakt übereinander lagen. Die bei der Anpassung entstanden Datenlücken (z.B. fehlende randliche Pixel), wurden mit Hilfe von Interpolationsverfahren gefüllt. Bei thematischen Rasterdaten wurde der in der unmittelbaren Umgebung am häufigsten vertretene Wert verwendet. Ansonsten erfolgt die Interpolation durch das *nearest neighbor*-Verfahren. Flächendaten, die als Vektordatensatz vorlagen (z.B. die lithologische Karte), wurden in Raster mit ebenfalls 1 km² Auflösung umgewandelt.

Zuerst wurden Flussnetz und Einzugsgebiete auf Grundlage des Hydro1K berechnet, da dieses ein hydrologisch korrektes, zusammenhängendes und bereits in der gewünschten Auflösung vorhandenes Höhenmodell darstellt.

Um die Eigenschaften der Einzugsgebiete zu bestimmen, musste zuerst die zum Einzugsgebiet beitragende Fläche bestimmt werden. Dazu wurde zuerst ein hypothetisches Flussnetz aus dem DEM berechnet. Für die Kalkulation wurde davon ausgegangen, dass sich keine abflusslosen Senken im Untersuchungsgebiet befinden. Da solche Senken meistens in Karstgebieten als Dolinen vorkommen und ihre Erstreckung relativ kleinräumig ist, kann bei gegebener Auflösung und vorwiegend im karstfreien Nordeuropa befindlichen Einzugsgebieten, diese Voraussetzung als gerechtfertigt angesehen werden. Vorhandene abflusslose Senken wurden als Fehler im DEM betrachtet und durch einfache Interpolation verfüllt. Ebenso wurde mit einzelnen Datenlücken im DEM, d.h. fehlenden Pixeln, verfahren.

Das nun lückenlose Höhenmodell kann anschließend zur Berechnung eines hypothetischen Gewässernetzes verwendet werden. Dazu wird vorab die Abflussrichtung jedes einzelnen Pixels bestimmt. Anschließend kann berechnet werden, wie viele Pixel jeweils zum Einzugsgebiet jedes einzelnen Pixels beitragen. Ein hypothetisches Gewässernetz wird erzeugt, indem man willkürlich festlegt, ab welcher Größe des Einzugsgebietes ein Pixel als Flusselement angesehen wird. Inwiefern der Anfangspunkt eines hypothetischen Flusses dem

eines realen Flusses entspricht, ist in diesem Fall für die weiteren Arbeitsschritte nicht relevant. Aus praktischen Gründen sollte der Grenzwert ausreichend klein gewählt werden, um die zu untersuchenden Seen mit einzuschließen, und groß genug, um die Übersichtlichkeit zu gewährleisten.

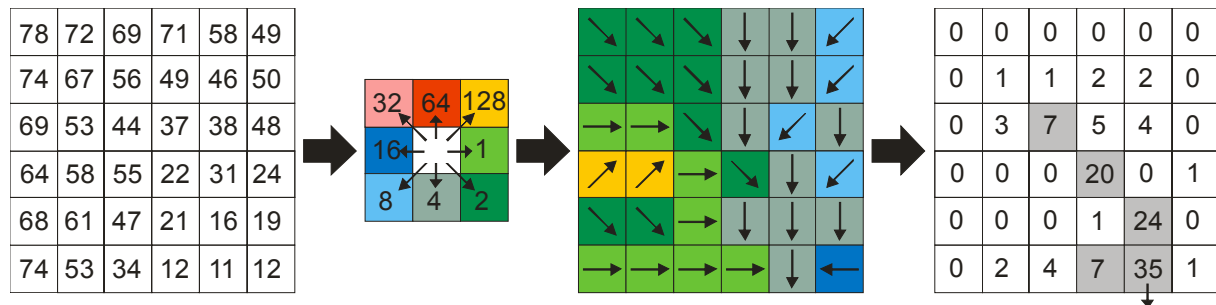


Abbildung 2-2) Prinzipielle Ableitung eines Gewässernetzes aus einem Höhenmodell. Die links dargestellten Zahlen repräsentieren die im DEM für jedes Pixel angegebene Höhe in m ü. NN. Das tiefstgelegene Nachbarpixel bestimmt die Fließrichtung, dargestellt durch Pfeile und verschiedene Farben (Mitte). Daraus ergibt sich die Anzahl an Pixeln, die zum Einzugsgebiet an der jeweiligen Stelle beitragen (rechts). Für dieses Beispiel wurde ein hypothetischer Fluss (graue Pixel) angenommen, sobald das Einzugsgebiet ≥ 7 ist.

Die Berechnung eines Gewässernetzes aus einem Höhenmodell ist vor allem in flachen Regionen mit Fehlern behaftet. Zu erkennen ist dies an einem künstlich geraden Flussverlauf. Zur Validierung erfolgte ein Vergleich mit dem Gewässernetzes der *River and Catchment Database for Europe* (JRC/IES 2007). Dieses wurde mit teilweise höher auflösenden Höhenmodellen erstellt und an bestehende Gewässernetzkarten angepasst. In einigen Bereichen wurden die realen Flussläufe anhand von Satellitenbildern ermittelt. Bei starken Abweichungen zu dem aus dem Hydro1K erstellten Gewässernetz, wurde das DEM durch die AGREE-Methode (Maidment 2002) nachbearbeitet und so ein realistischer Flusslauf erzwungen (Abbildung 2-3). Der wesentliche Vorteil der AGREE-Methode zum herkömmlichen „Einbrennen“ der Flüsse, besteht in der benutzerdefinierten Anpassung der unmittelbaren Flussumgebung. Dadurch wird verhindert, dass in sehr ebenen Gebieten mehrere parallele Flüsse dargestellt werden. Es muss allerdings beachtet werden, dass das modifizierte DEM lediglich zur realistischeren Berechnung von Flussläufen und Einzugsgebieten dient. Zur Bestimmung von geomorphologischen Parametern (z.B. Gefälle) muss das Original-DEM verwendet werden.

Die teilweise deutliche Abweichung der mit dem Hydro1K berechneten Flussläufe zu ihrem realen Verlauf, ließen allerdings Zweifel aufkommen, ob die Auflösung von 1 km² ausreichend ist. Deshalb wurden zunächst versuchsweise einige Einzugsgebiete ausgewählt, die bereits anhand sehr hoch auflösender Geländemodelle bestimmt worden waren.

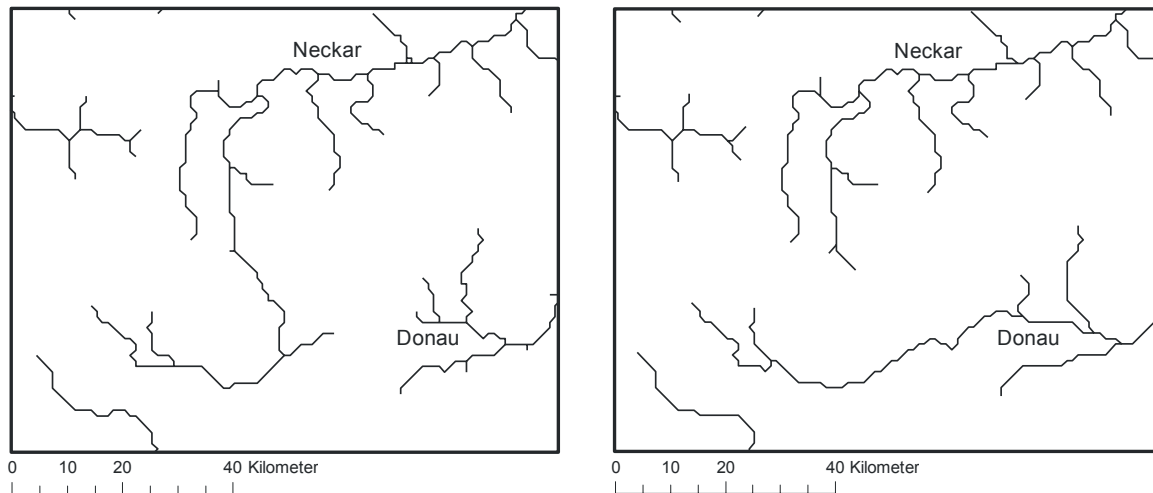


Abbildung 2-3) Links: Einfache Kalkulation des Gewässernetzes aus dem Hydro1k im Bereich der Quellregion von Donau und Neckar. Als Folge der relativ geringen Auflösung des Höhenmodells kommt es zu fehlerhaften hypothetischen Flussverläufen und somit zu falschen Einzugsgebieten. **Rechts:** Der reale Flussverlauf der Hauptflüsse wird mittels der AGREE-Methode im DEM übernommen. Daraus ergibt sich ein korrigiertes hypothetisches Flussnetz, das dem realen entspricht.

Zuerst wurden die in der Datenbank gespeicherten Koordinaten der Seen im GIS projiziert. Um die gesamte Einzugsgebietsfläche zu erhalten, musste die Position manuell auf den Abfluss des Sees verschoben werden. Hierzu diente als Abgleich das entsprechende See-Polygon in der GLWD sowie eine zusätzliche Kontrolle durch Satellitenbildaufnahmen. Mit Hilfe des *Spatial Analyst* und der zuvor erstellten Raster der *flow direction* und *flow accumulation* konnte für diesen Punkt nun das Einzugsgebiet bestimmt werden.

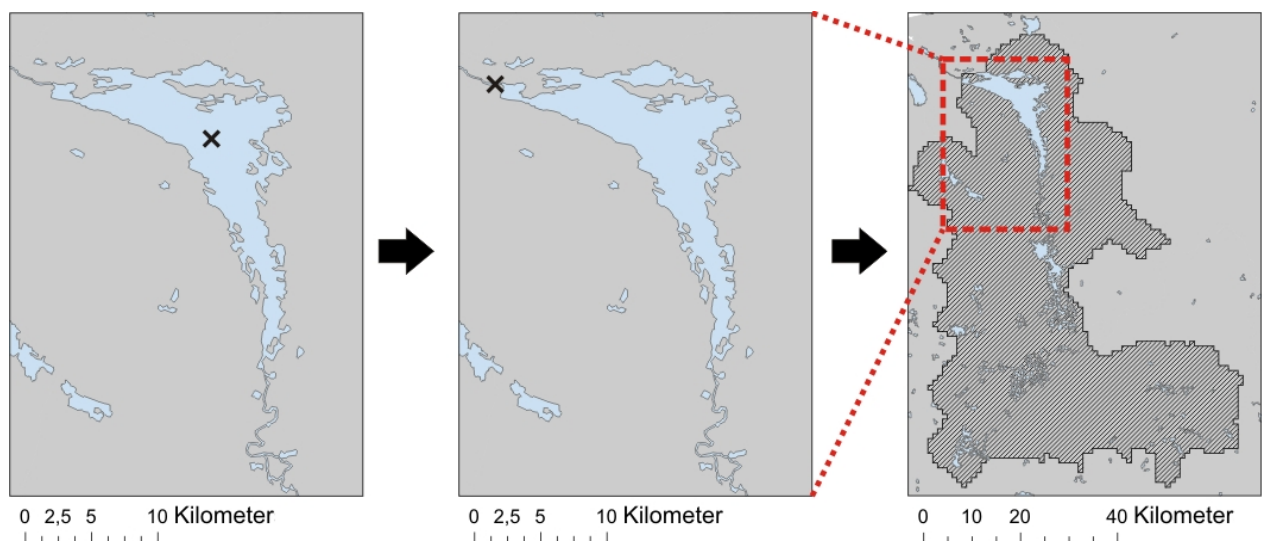


Abbildung 2-4) Korrektur der Seekoordinaten und anschließender Bestimmung des Einzugsgebietes anhand des Beispiels Lower Lough Erne (Irland). Das Kreuz markiert die Seekoordinaten und das schraffierte Feld das berechnete Einzugsgebiet des Sees.

Der Vergleich von mit dem Hydro1K und mit höher auflösenden Höhenmodellen berechneten Einzugsgebieten zeigte in einigen Fällen eine starke Diskrepanz. Vor allem bei kleineren

Einzugsgebieten wiesen die mit dem Hydro1k berechneten Flächen erhebliche Fehler auf. Da der durch die zu geringe Auflösung bedingte Fehler nicht mehr in einem akzeptablen Rahmen lag, wurde entschieden, ein deutlich höher auflösendes DEM zu verwenden. Das einzige flächendeckend verfügbare DEM höherer Auflösung ist das aus Radardaten entstandene SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*) der NASA. Mit einer Auflösung von 90 x 90 m vervielfachen sich allerdings auch die Datenmenge und die damit verbundenen Hardwareanforderungen. Ein zusammenhängendes Höhenmodell für Europa zu erstellen war infolge begrenzter Rechenkapazitäten nicht praktikabel. Stattdessen mussten viele kleinere Gebiete gewählt werden, die teilweise nur einen zu betrachtenden See beinhalteten. Da allerdings alle anderen Rasterdaten in der Auflösung von 1km² vorlagen, wurde das ermittelte Einzugsgebiet anschließend wieder passgenau vergrößert. Ein erneuter Test erbrachte eine gute Übereinstimmung zwischen bekannten und neu berechneten Einzugsgebieten (Abbildung 2-5).

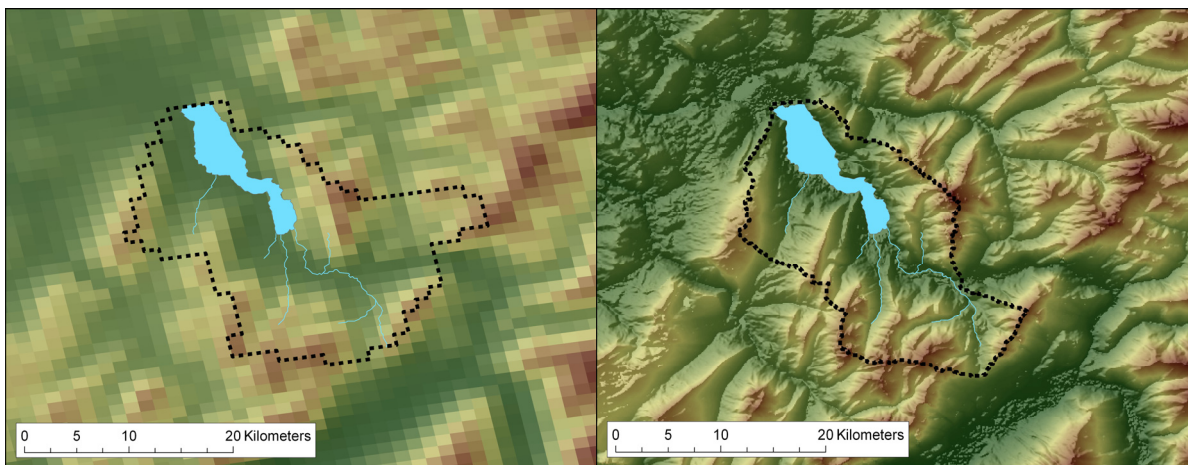


Abbildung 2-5) Vergleich des mit dem Hydro1k (links) und dem SRTM (rechts) berechneten Einzugsgebietes des Lac d'Annecy (Frankreich). Durch die relativ grobe Auflösung des Hydro1k kommt es zu einer deutlichen Fehlkalkulation, während anhand des SRTM die korrekte Fläche (im Rahmen der Genauigkeit) ermittelt wird.

Auf diese Weise wurden nun für sämtliche zu betrachtenden Seen mit einer Fläche >5 km² die Einzugsgebiete bestimmt. Für kleine Seen wurde aufgrund der Auflösung der Rasterdaten auf eine Bestimmung der Einzugsgebietscharakteristika verzichtet, da ihr Aussagewert zu gering gewesen wäre.

Es gilt zu bedenken, dass damit lediglich das oberirdische Einzugsgebiet kalkuliert werden kann. Das unterirdische Einzugsgebiet, also das Gebiet, das am Grundwasserzufluss des Sees beteiligt ist, wird nicht erfasst. Da die Grundwasserströmung nicht zwangsläufig an den oberflächlichen Abfluss gekoppelt ist, können sich oberirdisches und unterirdisches

Einzugsgebiet deutlich unterscheiden. Zusätzlich ist die Veränderung des natürlichen Einzugsgebietes durch bauliche Maßnahmen wie Kanäle, Stauanlagen oder Trinkwassergewinnungsanlagen nur schwer abzuschätzen. Beispiel für eine starke anthropogene Modifikation von oberirdischen Einzugsgebieten ist der Schaalseekanal in Schleswig-Holstein. Durch den 1925 fertig gestellten Kanal entwässert der Schaalsee über den Großen Ratzeburger See in die Ostsee statt wie ursprünglich in die Nordsee. Das Einzugsgebiet des Großen Ratzeburger Sees vergrößerte sich darauf von 139 auf 319 km². Solche künstlichen Veränderungen sind im DEM meist nicht zu ermitteln, so dass sie, falls bekannt, manuell erfasst wurden und in die Untersuchung mit eingingen.

Über ein Analyse-Tool wurden schließlich für jedes Raster die Eigenschaften innerhalb des Einzugsgebietes tabellarisch erfasst. Dieser Tabelle wurden die gewünschten Parameter entnommen und zu den Seeparametern innerhalb der Datenbank zugefügt. Dieser Ansatz der Datenerfassung entspricht einem *lumped model*, das heißt, jedem Einzugsgebiet werden einheitliche Parameter zugeordnet. Eine weitere Differenzierung aufgrund ihrer Lage innerhalb des Einzugsgebietes fand nicht statt. Die Datenbank verfügte nun für jeden See >5 km² sowohl über See- als auch Einzugsgebietseigenschaften. Dadurch wurde es in einem späteren Schritt möglich, diese Parameter auf ihre statistische Relevanz in Bezug auf C-Speicherung und –Austausch zu untersuchen.

2.1.4 Berechnung der absoluten Seefläche für Europa

Wie bereits in Kapitel 1 und 2 erwähnt, gibt es erhebliche Zweifel an bisher verwendeten Abschätzungen für die globale Seefläche. Als Ausgangspunkt liegt vielen dieser Abschätzungen die Überlegung zugrunde, dass große Seen den Hauptbeitrag zur globalen Seefläche liefern, obwohl ihre Anzahl deutlich geringer ist als die kleiner Seen. Problematisch ist, dass sich die Anzahl von kleinen Seen und somit auch die Gesamtfläche nur schlecht abschätzen lassen.

Bereits Lehner und Döll (2004) wiesen darauf hin, dass die Beziehung von Seefläche und Anzahl von Seen $>1 \text{ km}^2$ auf Grundlage der *Global Lakes and Wetlands Database* (GLWD) gut mit einer einfachen Potenzfunktion (Formel 2-1) beschrieben werden kann.

Formel 2-1) $N_a = aA^{-b}$

N_a	Anzahl der Seen mit einer Seefläche $\geq A$
A	Seefläche [km^2]
a, b	Konstanten

Downing et al. (2006) bestätigt durch mehrere regionale Untersuchungen, dass die Anzahl und Größenverteilung von Seen innerhalb eines bestimmten Gebietes auch für sehr kleine Seen (bis zu $0,001 \text{ km}^2$) diesem Schema entsprechen (Abbildung 2-6). Abweichungen können bei ariden und semiariden Gebieten auftreten.

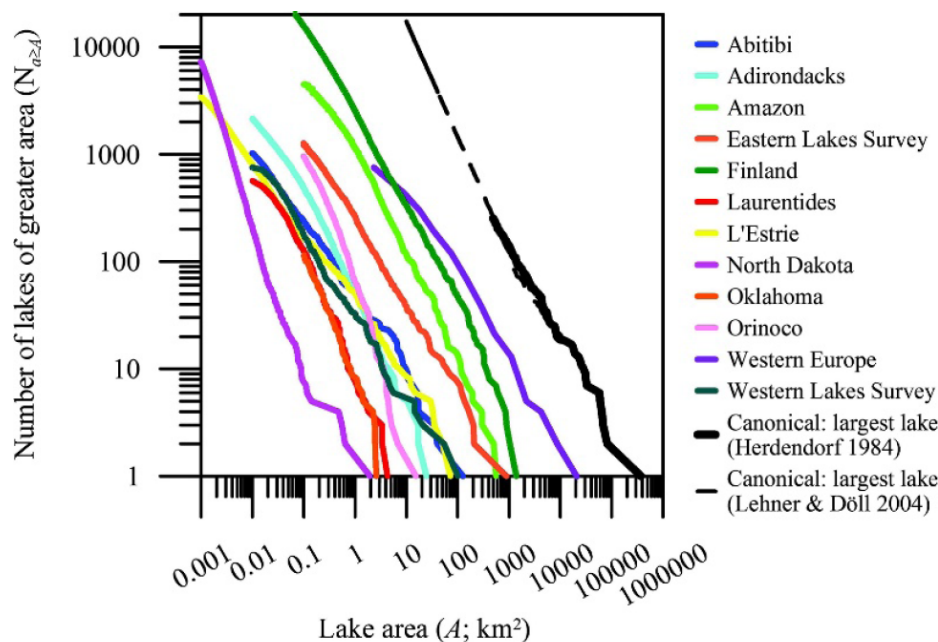


Abbildung 2-6) Abhängigkeit von Seefläche und Anzahl von Seen für verschiedene Regionen (aus Downing et al. 2006).

In einer doppelt-logarithmischen Darstellung ergibt die Anzahl der Seen größer eines Grenzwertes gegen die entsprechenden Seeflächen aufgetragen eine Gerade (Abbildung 2-6). Die Steigung dieser Geraden ist ein Maß für das Mengenverhältnis verschiedener Seegrößen und wird durch die Konstante b wiedergegeben. Diese Konstante ist für verschiedene Regionen unterschiedlich (Downing et al. 2006).

Das Verhältnis von Seefläche und Anzahl der Seen entspricht dabei, wie viele andere natürliche Verteilungen, einer Pareto-Funktion (Pareto 1897; Vidondo et al. 1997). Diese kann genutzt werden um auch die Anzahl und Fläche kleiner Seen in einem Gebiet zu bestimmen. Voraussetzung dafür ist allerdings ein Seedatensatz, der ab einer bestimmten Seegröße vollständig ist. So kann zuerst darauf geschlossen werden, welchen Anteil dieser Datensatz an der tatsächlich vorhandenen Seenzahl aufweist (Formel 2-2).

Formel 2-2) $f_b = -k^b (A_{c\max}^{-b} - A_{c\min}^{-b})$

f_b Anteil der Seen des Datensatzes an der Gesamtzahl aller Seen N_t

b Konstante aus Formel 2-1

k Mindestgröße berücksichtigter Seen [km^2]

$A_{c\min}$ Kleinste Fläche berücksichtigter Seen des Datensatzes [km^2]

$A_{c\max}$ Größte Fläche berücksichtigter Seen des Datensatzes [km^2]

Daraus kann einfach die Gesamtzahl der Seen $N_{t>k}$ ermittelt werden. Mit Hilfe von N_t und b können nun für beliebige Größenklassen die Anzahl der auftretenden Seen (Formel 2-3) und deren Fläche (Formel 2-4) berechnet werden.

Formel 2-3) $N_{A_{\max}-A_{\min}} = -N_t k^b (A_{\max}^{-b} - A_{\min}^{-b})$

Formel 2-4) $\bar{A}_{A_{\max}-A_{\min}} = b \frac{-A_{\max} A_{\min}^b + A_{\max}^b A_{\min}}{(b-1)(A_{\max}^b - A_{\min}^b)}$

$N_{A_{\max}-A_{\min}}$ Anzahl der Seen innerhalb einer bestimmten Seegrößenklasse

N_t Gesamtanzahl der Seen

Zur Ermittlung der nötigen Faktoren müssen Seeregionen unterschieden werden, die zum einen ein abweichendes Verhältnis der Seegrößen und zum anderen verschiedene Seedichten haben.

Die Seedichte einer Region wurde von Fekete (2005) als eine Funktion von Seefläche und Oberflächenabfluss bestimmt. Interregionale Abweichungen von dieser Funktion scheinen ein Ergebnis variierender durchschnittlicher Hangneigungen zu sein. Allerdings reicht ein einfacher qualitativer Blick auf die Seeverteilung Europas, um die Seegenese als weiteren wichtigen Faktor zu identifizieren. Besonders die glazialen Eisrandlagen stechen durch eine hohe Seedichte (z.B. Mecklenburger Seenplatte) oder abweichende Größenverteilung (z.B. große Alpenrandseen) heraus. Wird dieser Umstand nicht beachtet, ergeben sich grob falsche Ergebnisse. So präsentieren Downing et al. (2006) eine globale geographische Analyse zur Voraussage der Seedichte von Seen zwischen 1 km^2 und 10 km^2 Seefläche. Sie beruht auf dem globalen Abflussmodell von Fekete (2005) und berücksichtigt nicht die Seegenese. Für Europa ergibt sich daraus ein ganz offensichtlich falsches Bild. So werden hohe Seedichten vorrangig an den Westküsten Europas (Norwegen, Irland, Nordspanien) und gebirgigen Gebieten (Alpen, Dinariden) erreicht. Das Modell folgt im Wesentlichen den Niederschlagsbedingungen, spiegelt die tatsächliche Situation aber kaum wider.

Zur Berechnung der gesamten europäischen Seefläche unter Berücksichtigung regionaler Unterschiede mussten einige Annahmen gemacht werden. Es wurde davon ausgegangen, dass sich zusammenhängende Gebiete mit ähnlicher Seedichte auch in ihrem Verhältnis von Anzahl der Seen und den Seegrößenklassen nicht wesentlich unterscheiden, d.h. über einen einheitlichen Faktor b verfügen. Als Grundlage der Berechnung wurde die GLWD (Lehner und Döll 2004) verwendet. Die Autoren gehen von einer sehr guten Abdeckung für Seen $>1 \text{ km}^2$ aus. Nach einem stichprobenhaften Vergleich der GLWD mit Satellitenbildern innerhalb einzelner Testregionen, wurde der Größenbereich mit Seen $>5 \text{ km}^2$ als vollständig angesehen und zur Extrapolation verwendet.

Es wurden nun Seeregionen gewählt, für die ein einheitliches b für Formel 2-1 bis Formel 2-4 bestimmt werden konnte und bei denen die Seedichte innerhalb des Gebietes nicht zu stark variiert. Es sollten jedoch möglichst wenige Gebiete gewählt werden, um eine ausreichende Anzahl von Seen innerhalb einer Region zur Berechnung zur Verfügung zu haben. Die Abgrenzung der Gebiete erfolgte semiquantitativ unter Berücksichtigung von Dichteverteilungen der Seen $>5 \text{ km}^2$ (zum Teil nach Seefläche gewichtet), der Morphologie und den auftretenden Seeformen. Aus dieser Untersuchung wurden 8 Großregionen mit annähernd homogenen Seeverteilungsmustern abgeleitet (Abbildung 2-7).

Auf eine feinere Unterscheidung wurde aus oben genannten Gründen verzichtet. Diese starke Vereinfachung führt allerdings dazu, dass vor allem in die seearme Region „übriges Europa“ höchst unterschiedliche Gebiete fallen. Gerechtfertigt ist dies durch den relativ geringen absoluten Fehler aufgrund der geringen Seedichte innerhalb dieser Region. Eine weitere Aufteilung der Region würde zu starken Unsicherheiten bei der Bestimmung von b führen und deshalb nicht zu einer größeren Genauigkeit der Abschätzung beitragen.

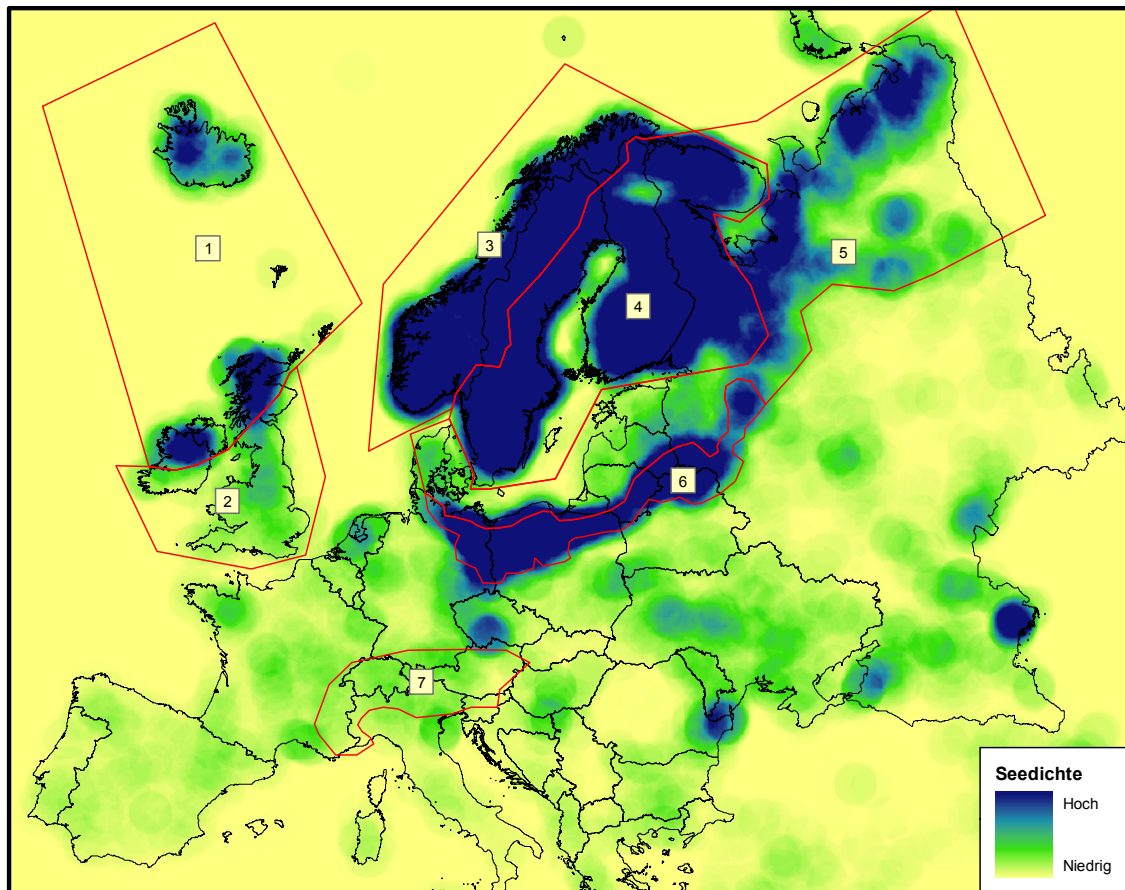


Abbildung 2-7) Ungewichtete Dichteverteilung der Seen $>5 \text{ km}^2$ berechnet für einen Radius von 100 km und abgeleitete Seeregionen. Die Seeregion 8 („übriges Europa“) ist in der Abbildung nicht näher gekennzeichnet. Seedaten aus der GLWD (Lehner und Döll, 2004).

Die Darstellung der Seeverteilung innerhalb der Regionen vergleichbar zu Abbildung 2-6 gibt nicht nur die Unterschiede zwischen den Regionen wieder, sondern auch Hinweise auf die Zuverlässigkeit innerhalb verschiedener Größenklassen (Abbildung 2-8).

Bereits hier ist zu ersehen, dass die Kurven erwartungsgemäß bei einer geringen Seeanzahl (etwa <10) nur noch bedingt dem idealen Verlauf folgen. Vor allem bei den Regionen 2 und 6 (Großbritannien, nicht glazial überdeckt; Osteuropäische Seenplatten) ist die Fläche der großen Seen geringer als erwartet. Für die Alpen inklusive Randseen entspricht der flache Kurvenverlauf einem zu großen Seen hin verschobenen Gleichgewicht.

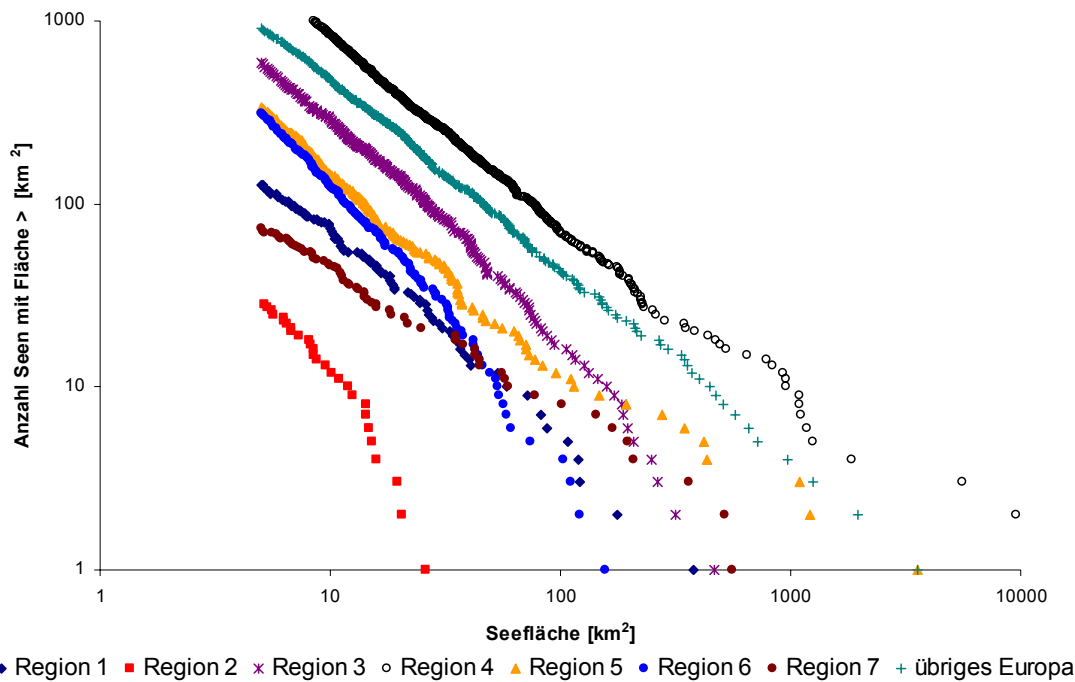


Abbildung 2-8) Aus der GLWD abgeleitete Seeverteilungskurven für die unterschiedenen Seeregionen (Seen $>5 \text{ km}^2$). Nummern der Seeregionen entsprechen denen in Abbildung 2-7.

Aus den ermittelten Daten wurden die gewünschten Parameter mit Hilfe einer nicht-linearen Regression (kleinste Quadrate, Levenberg-Marquardt-Algorithmus) ermittelt. Die verwendete Modellgleichung entsprach Formel 2-1. Die ermittelten Konstanten sind in Tabelle 2-1 zusammengefasst. Die bereits in Abbildung 2-8 gemachten Beobachtungen werden durch die Unterschiede in der Konstanten b bestätigt.

Seeregion	a	b	r^2
Region 1	591,1842	-0,9375	0,99305174
Region 2	288,6447	-1,3832	0,97765108
Region 3	3240,510	-1,062	0,99869464
Region 4	9446,433	-1,057	0,99952582
Region 5*	1980,599	-1,134	0,99452621
Region 6	2679,102	-1,325	0,99907990
Region 7	268,2899	-0,7838	0,99325307
Region 8	4436,032	-1,059	0,99853545

Tabelle 2-1) Konstanten entsprechend Formel 2-1 mit Bestimmtheitsmaß für verschiedene Regionen in Europa (für Nummerierung siehe Abbildung 2-7).

*Für Region 5 musste der Seegrößenbereich auf $>10 \text{ km}^2$ eingeschränkt werden, um ein nicht-redundantes Ergebnis zu erzielen.

Unter Verwendung der ermittelten Konstante b kann durch Einsetzen in Formel 2-2, Formel 2-3 und Formel 2-4 sowohl die Anzahl als auch die Seefläche für Seen $<5 \text{ km}^2$ für jede Region ermittelt werden. Als kleinste berücksichtigte Seefläche wurde $0,1 \text{ km}^2$ gewählt. Dieser Grenzwert definiert, basierend auf der Studie von Downing et al. (2006), einen Bereich, für den diese Methode zuverlässig angewendet werden kann. Für Seen $>5 \text{ km}^2$ wurde weiterhin die GLWD verwendet und mit den berechneten Werten addiert. In Tabelle 2-2 sind die Ergebnisse zusammenfassend dargestellt.

Seeregion	N (GLWD)	A (GLWD)	N ($0,1 - 5 \text{ km}^2$)	A ($0,1 - 5 \text{ km}^2$)	N gesamt	A gesamt	A [%]
Region 1	128	2 942	4 969	2 119	5 097	5 061	2,1
Region 2	28	300	6 956	1 959	6 984	2 259	0,9
Region 3	592	12 000	37 434	14 030	38 024	26 030	10,8
Region 4	1 688	81 658	103 814	39 104	105 502	120 762	50,3
Region 5	339	12 450	28 308	9 891	28 647	22 341	9,3
Region 6	314	4 430	56 261	16 598	56 575	21 028	8,8
Region 7	73	3 381	1 532	775	1 605	4 156	1,7
Region 8	789	20 177	48 990	18 416	49 779	38 593	16,1
gesamt	3 951	137 338	288 264	102 890	292 215	240 228	100

Tabelle 2-2) Aus der GLWD direkt ($>5 \text{ km}^2$) und indirekt ($<5 \text{ km}^2$) abgeleitete Werte für Anzahl (N) und Fläche (A) von Seen in Europa. Die Nummerierung der Regionen entspricht denen in Abbildung 2-7.

Aus dieser Kalkulation ergibt sich eine gesamte Seefläche von etwa $240\,000 \text{ km}^2$ die von knapp $300\,000$ Seen $>0,1 \text{ km}^2$ gebildet wird. In der GLWD finden sich für das gleiche Gebiet lediglich ca. $27\,000$ Seen $>0,1 \text{ km}^2$ mit einer Gesamtfläche von etwa $170\,000 \text{ km}^2$. Die Neukalkulation ergab also die mehr als zehnfache Anzahl an Seen und ca. 40% mehr Gesamtfläche durch die genauere Betrachtung kleiner Seen. Dabei befinden sich 61% der Seefläche in den Regionen 3 und 4, die durch Norwegen, Schweden, Finnland und Teilen Nordost-Russlands gebildet werden und nur knapp 15% der europäischen Landfläche ausmachen. Um die unterschiedliche Bedeutung der Regionen zu verdeutlichen, wurden in Abbildung 2-9 der prozentuale Anteil an der europäischen Land- und Seefläche gegenübergestellt.

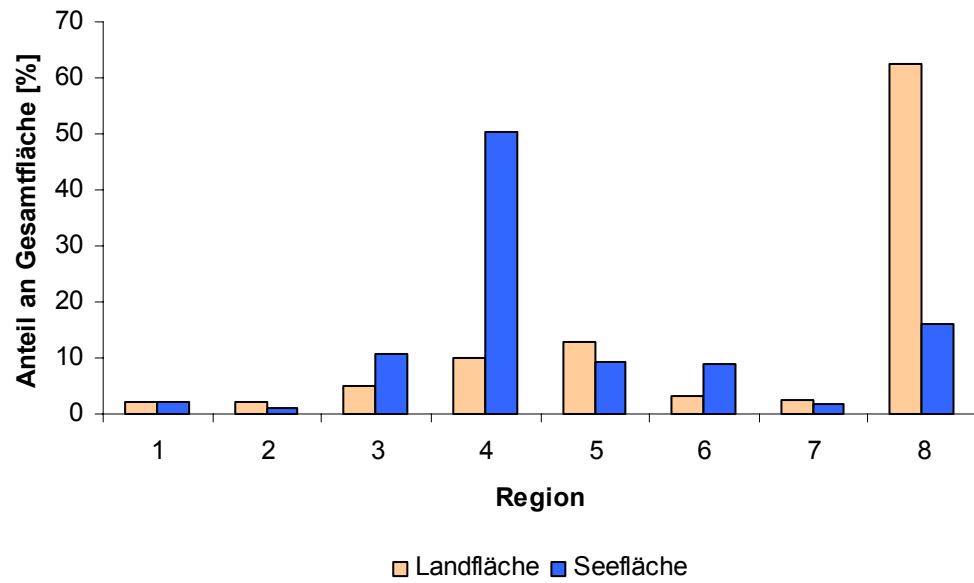


Abbildung 2-9) Prozentualer Anteil der verschiedenen Regionen an der europäischen Land- bzw. Seefläche.